




## Diversidad de murciélagos filostómidos en vegetación ribereña, Tabasco, México

### Diversity of phyllostomid bats in riparian vegetation, Tabasco, Mexico

Elizabeth Pérez-Netzahual<sup>1</sup> ,  
Víctor Manuel Santiago-Plata<sup>2</sup> ,  
Rodrigo García-Morales<sup>3\*</sup> 

<sup>1</sup>División Académica de Ciencias Biológicas (DACBio), Universidad Juárez Autónoma de Tabasco (UJAT). Carretera Villahermosa-Cárdenas km 0.5, entronque a Bosques de Saloya. CP. 86039. Villahermosa, Tabasco, México.

<sup>2</sup>Department of Fish and Wildlife Sciences, College of Natural Resources, University of Idaho, Moscow, Idaho 83844-1136, USA.

<sup>3</sup>Centro de Cambio Global y la Sustentabilidad A.C. Calle Centenario del Instituto Juárez S/N Col. Reforma. CP. 86080. Villahermosa, Tabasco, México.

\*Autor de correspondencia:  
[r.garciamorales83@gmail.com](mailto:r.garciamorales83@gmail.com)

#### Artículo científico

**Recibido:** 14 de noviembre 2022

**Aceptado:** 25 de mayo 2023

**Como citar:** Pérez-Netzahual E, Santiago-Plata VM, García-Morales R (2023) Diversidad de murciélagos filostómidos en vegetación ribereña, Tabasco, México. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios* 10(2): e3535. DOI: 10.19136/era.a10n2.3535

**RESUMEN.** La vegetación ribereña en la cuenca del río Usumacinta en Tabasco, México constituye un ecosistema importante para el mantenimiento de la diversidad biológica, desgraciadamente es el más afectado por la expansión de la ganadería y la agricultura. Entender cómo la diversidad de murciélagos filostómidos se distribuye a lo largo de la franja de vegetación ribereña, es información para la toma de decisiones en la conservación del hábitat de la comunidad de murciélagos. El objetivo del estudio fue comparar la estructura y composición de los ensambles de murciélagos filostómidos en diferentes sitios de vegetación ribereña a lo largo del río Usumacinta en Tabasco, México. Durante siete meses se realizaron capturas de murciélagos filostómidos con cuatro redes de niebla en seis diferentes sitios con vegetación ribereña. La estructura y composición se describió y comparó entre sitios con base en el número efectivo de especies, curvas-rango abundancia e índice de complementariedad. Se registraron 541 individuos agrupados en 15 especies, el 67% de las especies pertenecen a la subfamilia Stenodermatinae. No se encontraron diferencias entre la riqueza y diversidad de murciélagos filostómidos, sin embargo, se observó diferencias en la composición del ensamble entre sitios. El presente estudio aporta información básica que servirá en la toma de decisiones para conservar la diversidad de murciélagos en vegetación ribereña en el estado y la región.

**Palabras clave:** Chiroptera, composición, frugívoros, matriz agropecuaria, Stenodermatinae.

**ABSTRACT.** The riparian vegetation in the Usumacinta river basin in Tabasco, Mexico is an important ecosystem for the maintenance of biological diversity, unfortunately, it is the most affected by the expansion of livestock and agriculture. Understanding how the diversity of phyllostomid bats is distributed along the riparian vegetation strip is information for decision-making in the conservation of the habitat of the bat community. The study aimed to compare the structure and composition of phyllostomid bat assemblages at different riparian vegetation sites along the Usumacinta River in Tabasco, Mexico. For seven months, phyllostomid bats were captured with four mist nets at six riparian vegetation sites. Bat structure and composition were described and compared between sites based on the effective number of species, rank abundance curves, and complementarity index. A total of 541 individuals comprising 15 species were captured, 67% of the species belong to the subfamily Stenodermatinae. No differences were found between the richness and diversity of phyllostomid bats; however, we did observe differences in assemblage composition between sites. This study provides basic information that will serve in decision-making to conserve bat diversity in riparian vegetation strips in the State and the region.

**Key words:** Chiroptera, composition, frugivores, agricultural matrix, Stenodermatinae.

## INTRODUCCIÓN

La vegetación ribereña se encuentra conformada por comunidades vegetales que incluyen a árboles, arbustos y hierbas que se desarrollan en las márgenes de ríos, arroyos, lagos, lagunas y zonas de inundación (Naiman *et al.* 2005). Debido a la cercanía e interacción con los cuerpos de agua constituye una zona de transición entre los sistemas terrestres y acuáticos (Ward *et al.* 2002). Las principales características de las especies vegetales que conforman la vegetación ribereña son la capacidad de soportar inundaciones temporales y colonizar rápidamente áreas expuestas (Ramos 2019). De acuerdo con su estructura, la vegetación ribereña se clasifica en dos tipos: bosques de galerías o bosques ribereños, en los que predominan árboles de hojas perenes, deciduas o semideciduas cuya altura varía entre 4 y 40 m; generalmente se distribuyen en climas tropicales y subtropicales (Rzedowski 2006); y matorrales ribereños cuyas especies dominantes son arbustos perennifolios, que generalmente miden de 1 a 2 m de alto (Ramos 2019).

La vegetación ribereña desempeña varias funciones ecosistémicas importantes, entre las que destacan: la regulación de inundaciones, retención y estabilización de sedimentos, ciclado de nutrientes, transformación y degradación de contaminantes, secuestro de carbono en suelo y biomasa, producción de alimento para la fauna silvestre y ganado doméstico (Riss *et al.* 2020). Además, la vegetación ribereña constituye un área de refugio, descanso y alimentación para una gran diversidad de fauna silvestre y sirven como zonas de migración y conexión entre hábitats, lo que permite el mantenimiento de la diversidad biológica en paisajes fragmentados (Hamilton *et al.* 2015, Zimbres *et al.* 2017). Entre la fauna que se beneficia de la vegetación ribereña se encuentran los murciélagos filostómidos, los cuales encuentran condiciones ideales para refugiarse y alimentarse en comparación con áreas colindantes, como cultivos y vegetación primaria (Llaven-Macías 2013, Urquizo *et al.* 2018). En estos ambientes los murciélagos filostómidos pueden representar entre el 40 y 70% del total de las especies de murciélagos presentes

(Galindo-González y Sosa 2003, De la Peña-Cuellar *et al.* 2015, Urquizo *et al.* 2018).

En el estado de Tabasco, México, la vegetación ribereña ocupa el 1.37% de la superficie estatal y se distribuye principalmente en las orillas de los ríos Grijalva, Mezcalapa, Samaria, Tonalá, San Pedro y Usumacinta (Barba-Macías *et al.* 2006, Castillo-Acosta y Zavala-Cruz 2019). En el caso del río Usumacinta este cuenta con poco más del 1% de la cobertura de vegetación ribereña original; principalmente en la subregión de Los Ríos (Roa-Fuentes *et al.* 2016). A pesar de su importancia ecosistémica gran parte de la vegetación ribereña en esta zona ha sido convertida en áreas de uso agrícola y ganadero, debido a la calidad de suelo en términos de fertilidad y disponibilidad de agua (Roa-Fuentes *et al.* 2016).

Los murciélagos filostómidos son la familia taxonómica más diversa desde el punto de vista ecológico, y en la actualidad, solo son superados por los murciélagos vespertilionidos en número total de especies (Cirriano y Simmons 2020). Debido a su diversidad y amplia variedad de estrategias tróficas realizan una variedad de funciones ecológicas en los ecosistemas que habitan (Patterson *et al.* 2003). Por ejemplo, las especies frugívoras y nectarívoras desempeñan un valioso papel en los ecosistemas como dispersores de semillas y polinizadores, permitiendo mantener la diversidad de plantas, promoviendo la sucesión secundaria y la regeneración de la vegetación natural (Muscarella y Fleming 2007, Kunz *et al.* 2011). Las especies insectívoras, carnívoras y piscívoras actúan como reguladores de poblaciones. Las primeras regulan poblaciones de artrópodos causantes de daños a cultivos o de artrópodos vectores de enfermedades zoonóticas, las carnívoras se encargan de regular las poblaciones de pequeños vertebrados (Kunz *et al.* 2011), mientras que las piscívoras regulan las poblaciones de peces y artrópodos en ecosistemas acuáticos (Fahl *et al.* 2015). Las especies hematófagas, especialmente el murciélago vampiro (*Desmodus rotundus*) son trasmisoras de enfermedades zoonóticas al ganado y al ser humano, principalmente la rabia (Stoner-Dunca *et al.* 2014). A pesar de los daños que puedan causar al sector ganadero y a la salud pública, los estu-

dios han demostrado la importancia médica de las especies hematófagas en el tratamiento de la trombosis (Ligabue-Braun *et al.* 2012) y el desarrollo de anestésicos (Kakumanu *et al.* 2019) a partir de los anticoagulantes presentes en su saliva. Por estas características se han usado como un grupo focal en la evaluación de los cambios producidos por las actividades humanas (García-Morales *et al.* 2013).

El conocimiento sobre los patrones de diversidad de murciélagos filostómidos en vegetación ribereña es limitado. En México los estudios realizados se han enfocado en determinar la importancia de la vegetación ribereña para conservar la comunidad de murciélagos en paisajes dominados por actividades humanas (Galindo-González y Sosa 2003, De la Peña-Cuellar *et al.* 2015, Zarazúa-Carbajal *et al.* 2017). En general, se ha demostrado que la vegetación ribereña alberga mayor diversidad de murciélagos filostómidos en comparación con los diferentes elementos que conforman los paisajes antrópicos (Estrada y Coates-Estrada 2001, Galindo-González y Sosa 2003, De la Peña-Cuellar *et al.* 2015). Pero se cuenta con poca información sobre cómo la estructura y composición de los ensamblajes de murciélagos filostómidos varía entre diferentes sitios y/o condiciones de vegetación ribereña (De la Peña-Cuellar *et al.* 2015, Urquiza *et al.* 2018). Conocer esta información podría proporcionar elementos para el desarrollo de programas de manejo y conservación de sitios altamente degradados en los que se realizan actividades agrícolas y ganaderas (Romero *et al.* 2014, Roa-Fuentes *et al.* 2016). Por lo anterior, el objetivo del presente estudio fue comparar la estructura y composición del ensamblaje de murciélagos filostómidos que habitan en vegetación ribereña del río Usumacinta en Tabasco, México.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Área de estudio

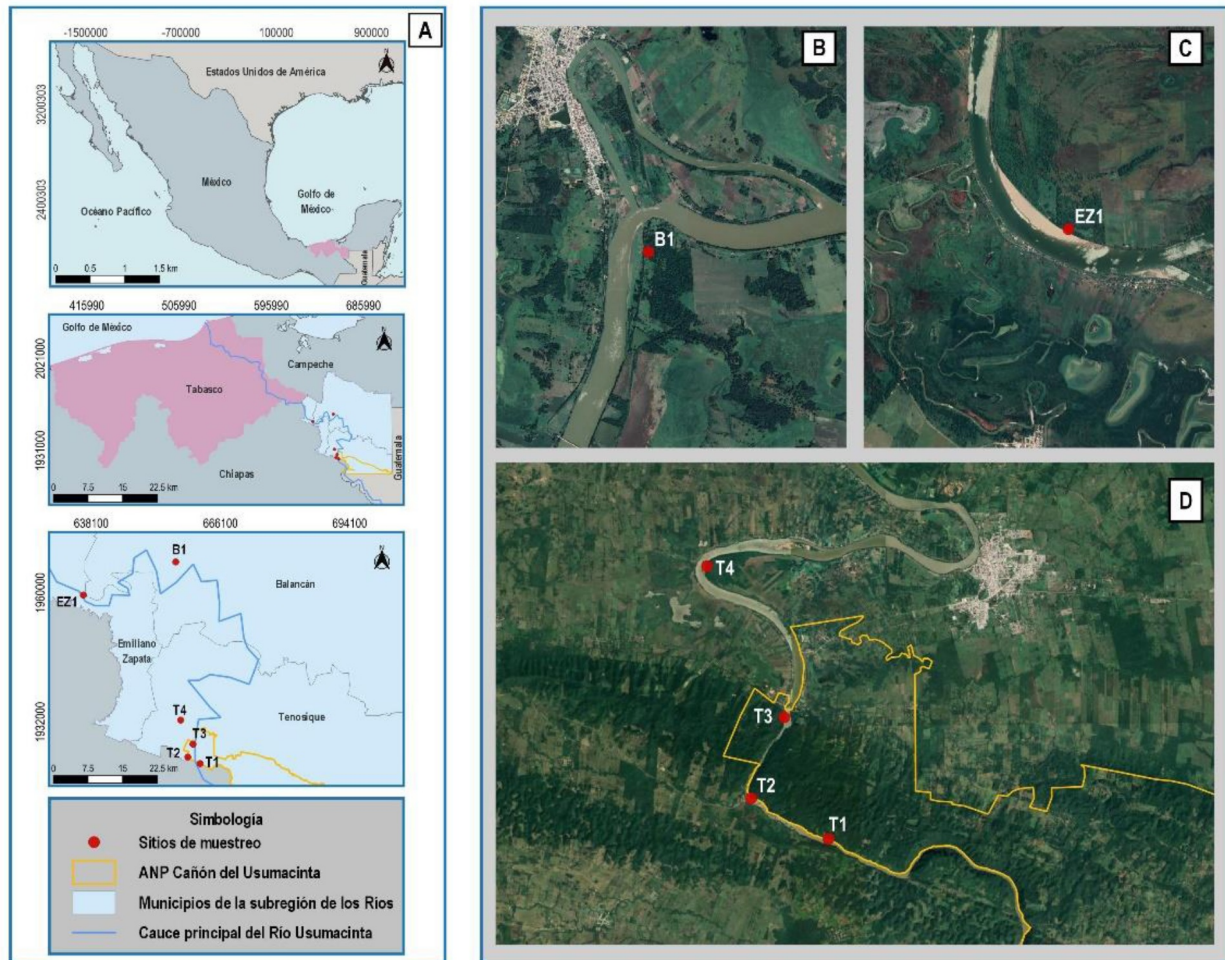
El estudio se realizó en la subregión de Los Ríos, localizada al oriente del estado de Tabasco entre los 30 y 250 msnm, está conformada por los municipios de Balancán, Emiliano Zapata y Tenosique (Figura 1). La fisiografía corresponde

en su mayor parte a la Llanura Costera del Golfo, sólo en Tenosique existen cerros y macizos montañosos de la sierra de Guatemala y Chiapas (INEGI 2010). El clima predominante es cálido húmedo con abundantes lluvias en verano y temperatura media anual que ronda entre los 26 y 28 °C (Aceves-Navarro y Rivera-Hernández 2019). La precipitación anual varía de 1 600 a 2 000 mm. La mayor parte de la vegetación original ha sido reemplazada por pastizales inducidos y áreas de cultivo, en los que se puede encontrar parches de vegetación secundaria en diferentes grados de regeneración (Castillo-Acosta y Zavala-Cruz 2019). Sin embargo, la zona serrana de Tenosique aún conserva vegetación de selva alta perennifolia en la que predominan especies como botoncillo (*Rinorea guatemalensis*), mamba (*Pseudolmedia oxyphyllaria*), caimitillo (*Chrysophyllum mexicanum*), bejuco blanco (*Guarea glabra*) y zapote (*Manilkara zapota*; Vázquez-Negrín *et al.* 2011).

La vegetación ribereña ocupa aproximadamente el 2% de la superficie de la subregión de Los Ríos (Barba-Macías *et al.* 2006). En general estos ambientes presentan un dosel de entre 10 y 20 metros de altura y se observa entre dos y tres estratos (Castillo-Acosta y Zavala-Cruz 2019). La vegetación está compuesta por especies como el pucté (*Bucida buceras*), jinicuil (*Inga vera*), tinto (*Haematoxylum campechianum*), tucuy (*Pithecellobium lanceolatum*), sauce (*Salix humboldtiana*), amate (*Ficus* sp.) y capulín (*Muntigia calabura*; Ochoa-Gaona *et al.* 2018, Castillo-Acosta y Zavala-Cruz 2019).

### Ubicación de sitios de muestreo y captura de murciélagos

Se seleccionaron seis sitios de muestreo con vegetación ribereña ubicados en las márgenes del río Usumacinta, cada uno con una separación mínima de 3 km, para considerarlos como unidades de muestreo espacialmente independientes (Gorresen y Willig 2004, Klingbeil y Willig 2009). Los sitios se ubicaron considerando el uso de suelo adyacente, de esta forma, los sitios B1, EZ1 y T4 ubicados en el municipio de Balancán, Emiliano Zapata y Tenosique respectivamente, corresponden a



**Figura 1.** Mapa del área de estudio. A) Localización a nivel nacional, estatal y regional. B) Ubicación del sitio B1 en Balancán, C) Ubicación espacial del sitio EZ1 en Emiliano Zapata y D) Ubicación espacial de los sitios T1, T2, T3 y T4 en el municipio de Tenosique.

ambientes ribereños colindantes con áreas de cultivo y pastizales destinados a la actividad ganadera. Mientras que los sitios T1, T2 y T3 se situaron en ambientes ribereños con vegetación continua en buen estado de conservación dentro del Área Natural Protegida Cañón del Usumacinta, municipio de Tenosique.

Para la captura de murciélagos se colocaron cuatro redes de niebla de 6 x 2.5 m durante una noche al mes en cada sitio. Los muestreos se llevaron a cabo durante los meses de mayo, junio, julio, agosto y noviembre del año 2015. Pero por las condiciones climáticas y logísticas el número de noches de muestreo varió por sitio, siendo cinco el

mayor número de noches y tres el menor, con un total de 26 noches de muestreo. Se estimó el esfuerzo de captura (Tabla 1) para cada sitio y para todo el estudio mediante el método de metros/red/hora (Briones-Salas *et al.* 2005, Calderón-Patrón *et al.* 2013). Se utilizó como método de captura de murciélagos redes de niebla, por ser la técnica más efectiva para el registro de especies de la familia Phyllostomidae (Pech-Canché *et al.* 2010, Bracamonte 2018). Cada noche de muestreo las redes se mantuvieron abiertas a partir de las 18:00 hasta las 00:00 h, y se revisaron cada 30 minutos aproximadamente. Los murciélagos capturados se identificaron por sus características morfométricas, con ayuda de la clave de campo de

**Tabla 1.** Esfuerzo de captura desplegado en cada uno de los sitios de muestreo.

	B1	EZ1	T1	T2	T3	T4	Total
Redes	16	16	20	20	20	12	104
Metros/red	96	96	120	120	120	72	624
Horas acumuladas	24	24	30	30	30	18	156
Noches	4	4	5	5	5	3	26
Metros/red/hora	576	576	720	720	720	432	3744

Medellín *et al.* (2008) y se elaboró un listado de la nomenclatura taxonómica de las especies basado en la propuesta de Ramírez-Pulido *et al.* (2014). Las especies capturadas fueron agrupadas en cinco gremios tróficos: frugívoro sedentario, frugívoro nómada, omnívoro, hematófago y nectarívoro; de acuerdo con la propuesta de Soriano (2000) y Aguirre *et al.* (2002).

### Análisis de datos

Se estimó la completitud de inventario (CI) por sitio mediante el estimador no paramétrico Chao1 (Chao 1984), que supone homogeneidad en las muestras y relaciona el número de especies representadas por un individuo (*Singlents*) y el número de especies representadas por dos individuos (*Doblents*) en las muestras, lo que es adecuado para comunidades con especies de baja abundancia o muestras pequeñas (Colwell y Coddington 1994, Magurran 2004). La CI de cada sitio se estimó como el porcentaje representado por la riqueza de especies observadas en campo, en relación con la máxima riqueza esperada acorde al estimador Chao1. Se utilizó el programa PAST 4.05 (Hammer *et al.* 2001) para obtener el valor del estimador.

Para estimar la riqueza y diversidad de especies por sitio se utilizó el número efectivo de especies de orden 0 ( ${}^0D$ ) que tiene un valor equivalente a la riqueza de especies (S) y de orden 1 ( ${}^1D$ ), donde todas las especies incluidas tienen un peso exactamente proporcional a su abundancia en la comunidad y es determinado mediante el exponencial del índice de Shannon (Jost 2006, Moreno *et al.* 2011). Debido a la variación en el número de noches de muestreo entre los seis sitios (cinco noches para T1, T2 y T3; cuatro noches para B1 y EZ1; y tres noches para T4)

los valores de  ${}^0D$  y  ${}^1D$  se compararon mediante la técnica de rarefacción basada en individuos (Gotelli y Colwell 2011). Los análisis se realizaron con el software PAST 4.05 (Hammer *et al.* 2001).

Se compararon los patrones de abundancia de especies entre sitios utilizando curvas de rango-abundancia o curvas de Whittaker (Feinsinger 2001). Estas curvas permiten identificar visualmente si la distribución de la abundancia de las especies varía entre los diferentes sitios de muestreo. Para ello se graficó la abundancia relativa ( $n_i/N$ ) de cada especie en una escala logarítmica (Log 10) y se ordenaron los datos desde la especie más abundante a la menos abundante (Feinsinger 2001).

Para medir la complementariedad en la composición de especies entre los seis sitios de muestreo se calculó el índice de Colwell y Coddington (1994) el cual se expresa en porcentaje, y varía desde cero cuando ambos sitios son idénticos (baja complementariedad) hasta 100 cuando ambos sitios son completamente distintos (alta complementariedad). Los cálculos se realizaron en una hoja de cálculo en el programa Excel usando la siguiente fórmula:

$$C = \frac{S_j + S_k - 2V_{jk}}{S_j + S_k - V_{jk}} \times 100$$

Donde:  $S_j$  y  $S_k$  son el número de especies registradas en los sitios  $j$  y  $k$  respectivamente y  $V_{jk}$  es el número de especies compartidas entre ambos sitios.

## RESULTADOS

Se capturaron 541 ejemplares de murciélagos filostómidos de 15 especies, cinco subfamilias y 10 géneros (Tabla 2). De las 15 especies registradas,

**Tabla 2.** Listado de especies de murciélagos filostómidos registrados en vegetación ribereña en Tabasco, México. FN = Frugívoro nómada, FS = Frugívoro sedentario, H = Hematófago, N = Nectarívoro, O = Omnívoro.

Subfamilia	Especie	Gremio trófico	B1	EZ1	T1	T2	T3	T4
Carolliinae	<i>Carollia perspicillata</i>	FS	0	0	1	1	6	1
	<i>Carollia sowelli</i>	FS	0	1	13	8	16	2
Desmodontinae	<i>Desmodus rotundus</i>	H	2	8	4	4	2	2
Glossophaginae	<i>Glossophaga soricina</i>	N	13	8	3	5	6	4
Phyllostominae	<i>Phyllostomus discolor</i>	O	29	5	0	0	0	1
Stenodermatinae	<i>Artibeus jamaicensis</i>	FN	31	29	31	31	33	26
	<i>Artibeus lituratus</i>	FN	0	1	3	7	5	2
	<i>Centurio senex</i>	FN	1	0	3	1	1	1
	<i>Dermanura phaetotis</i>	FN	5	4	7	3	8	0
	<i>Dermanura tolteca</i>	FN	1	0	0	0	1	0
	<i>Dermanura watsoni</i>	FN	0	0	2	3	2	3
	<i>Platyrrhinus helleri</i>	FN	0	0	0	1	1	0
	<i>Sturnira hondurensis</i>	FS	11	12	0	1	0	22
	<i>Sturnira parvidens</i>	FS	4	29	0	0	1	31
	<i>Uroderma bilobatum</i>	FN	7	5	0	0	2	14

10 (67%) pertenecen a la subfamilia Stenodermatinae, dos (13%) a Carolliinae y las subfamilias Desmodontinae, Glossophaginae y Phyllostominae estuvieron representadas por una especie, cada una (Tabla 2). La especie más abundante fue *Artibeus jamaicensis* con 181 individuos, seguida de *Sturnira parvidens* con 75 individuos, y en conjunto representan el 47% del total de los individuos capturados. Las especies *Dermanura tolteca* y *Platyrrhinus helleri* fueron las menos abundantes, con dos individuos cada una, lo que representa menos del 1% del total de los individuos capturados.

De acuerdo con el gremio trófico, el ensamblaje de murciélagos se agrupó en cuatro clases: frugívoros (12 spp; 80%), hematófagos (1 sp; 7%), nectarívoro (1 sp; 7%) y omnívoros (1 sp; 7%). Por su parte, los frugívoros se agruparon en nómadas (8 spp) y sedentarios (4 spp; Tabla 1). Al analizar el gremio trófico por sitios, cuatro gremios estuvieron presentes en el 50% de los sitios, siendo los frugívoros los mejor representados, mientras que los omnívoros estuvieron ausentes en los sitios T1, T2 y T3 (Figura 2).

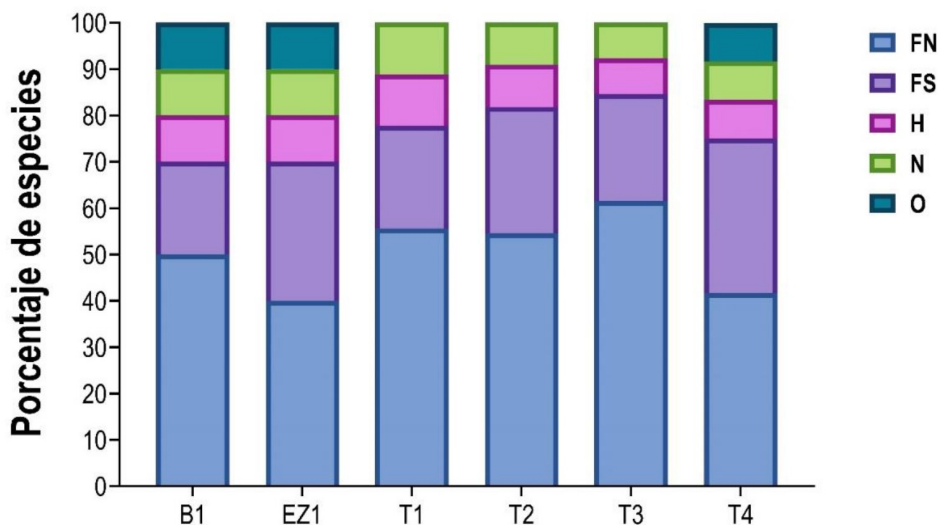
En casi todos los sitios se obtuvo una completitud de inventarios superiores al 90%, el inventario más completo correspondió al sitio T1, mientras que en el sitio T2 se obtuvo el valor más bajo (Tabla 3). En términos generales los muestreos fueron suficientes para registrar la totalidad de las especies presentes

en cada uno de los sitios.

En términos de riqueza de especies ( $^0D$ ), las curvas de rarefacción mostraron diferencias entre los sitios de muestreo (Figura 3A). Se observó que los sitios T3, T2 y T4 presentaron una mayor riqueza de especies que los sitios B1, EZ1 y T1 (Tabla 3). En el caso de la diversidad de especies ( $^1D$ ) las curvas de rarefacción no mostraron diferencias entre los sitios (Figura 3B), ya que cuatro de los seis sitios tiene valores de diversidad muy similares (rango: 6.11 a 6.69 especies efectivas). La mayor diferencia (1.43 especies efectivas) se presentó entre el sitio T3 y el T1 (Tabla 3).

Las curvas de rango abundancia mostraron que tres especies en el ensamblaje de murciélagos filostómidos fueron dominantes en términos de abundancia: *A. jamaicensis* fue la especie más abundante en la mayoría de los sitios, seguida de *S. parvidens* y *Carollia sowelli* (Figura 4). Las especies raras estuvieron representadas por *Centurio senex* y *Carollia perspicillata*, el mayor número de especies raras se registró en los sitios T2, T3 y T4.

El índice de complementariedad mostró valores distintos entre los sitios de muestreo, el valor promedio fue de 41%. El mayor valor corresponde a los sitios B1 y T1 con un 64%, mientras que los sitios con menor complementariedad son T1 y T2 con 18% (Tabla 3).



**Figura 2.** Gremios tróficos de los murciélagos filostómidos registrados en los sitios de muestreo. FN = Frugívoro nómada, FS = Frugívoro sedentario, H = Hematófago, N = Nectarívoro, O = Omnívoro.

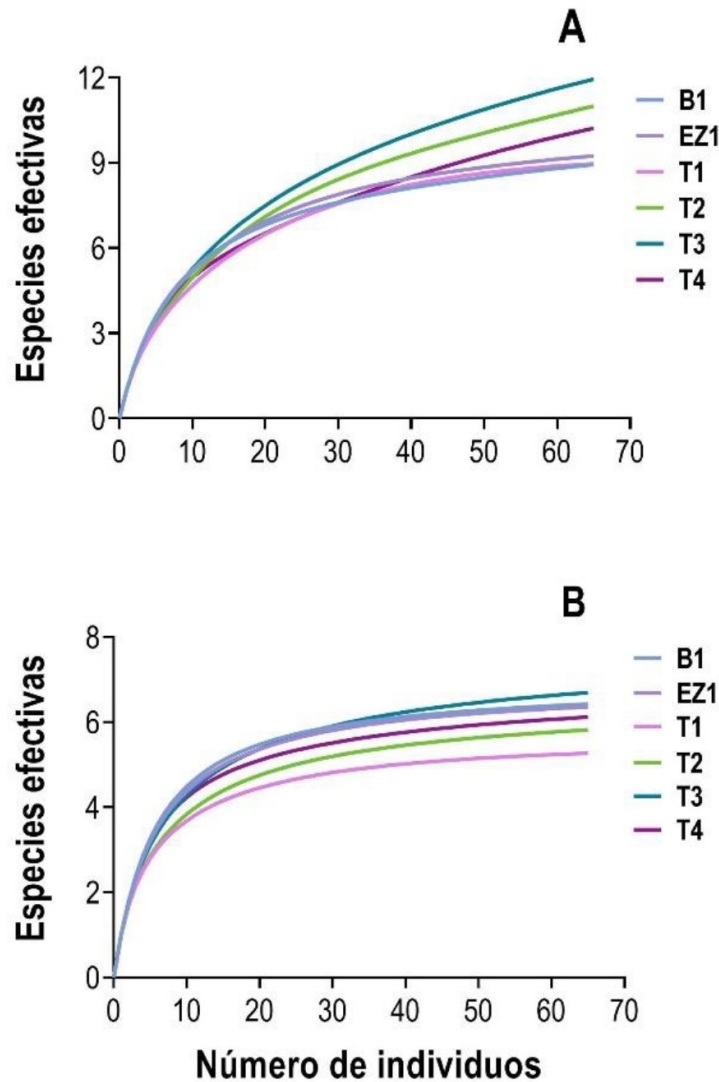
**Tabla 3.** Valores de abundancia (N), riqueza (Sobs), diversidad verdadera ( $^0D$  y  $^1D$ ), riqueza estimada (Chao1) y completitud del inventario (%CI) para el ensamble de murciélagos filostómidos en cada sitio de muestreo.

Sitio de muestreo	N	Sobs	$^0D$	$^1D$	Chao 1	%CI
B1	114	10	8.94	6.42	10.5	95
EZ1	102	10	9.24	6.35	11	91
T1	67	9	8.96	5.26	9	100
T2	65	11	11	5.81	17	65
T3	84	13	11.94	6.69	14.5	90
T4	109	12	10.21	6.11	12.75	94

## DISCUSIÓN

El esfuerzo de muestreo en la mayoría de los sitios de estudio superó el 90% de la completitud del registro de especies de murciélagos, lo que indica que dada la técnica y el esfuerzo de muestreo en campo, el ensamble de murciélagos filostómidos observado en los sitios de vegetación ribereña es representativo de la comunidad biótica. La falta de CI en el sitio T2 se debió a que cuatro de las 11 especies estuvieron representadas por un solo individuo (*C. perspicillata*, *C. senex*, *P. helleri* y *Sturnira hondurensis*). La poca representación de estas especies en el sitio puede deberse a factores metodológicos y ambientales, en el caso de *C. senex* el horario de captura no coincidió con los periodos de mayor actividad reportados para la especie, los cuales ocurren pasada la media noche y a las 03:00 am (Santos

Moreno et al. 2010). Para *P. helleri* su baja abundancia podría responder a la ausencia de frutos de *Ficus* spp. y *Cecropia* spp., las cuales son su principal fuente de alimentación (Giannini 2004, Da Silva et al. 2008), *C. perspicillata* y *S. hondurensis* prefieren forrajear en sitios donde el sotobosque este dominando por arbustos y hierbas de los géneros *Solanum* spp. y *Piper* spp. (Olea-Wagner et al. 2007). En el caso del sitio T2 aún faltan seis especies por ser registradas de acuerdo con el estimador Chao 1, es posible que aumentando el esfuerzo de muestreo se logren registrar especies que potencialmente se encuentran en estos ambientes, como es el caso de *Chiroderma salvini*, *Choeroniscus godmani*, *Lamproncyteris brachyotis*, *Lonchorhina aurita*, *Trachops cirrhosus*, *Vampyressa thyone* y *Vampyrodes caraccioli* las cuales han sido registradas en áreas de vegetación ribereña en la región (de la Peña-Cuellar



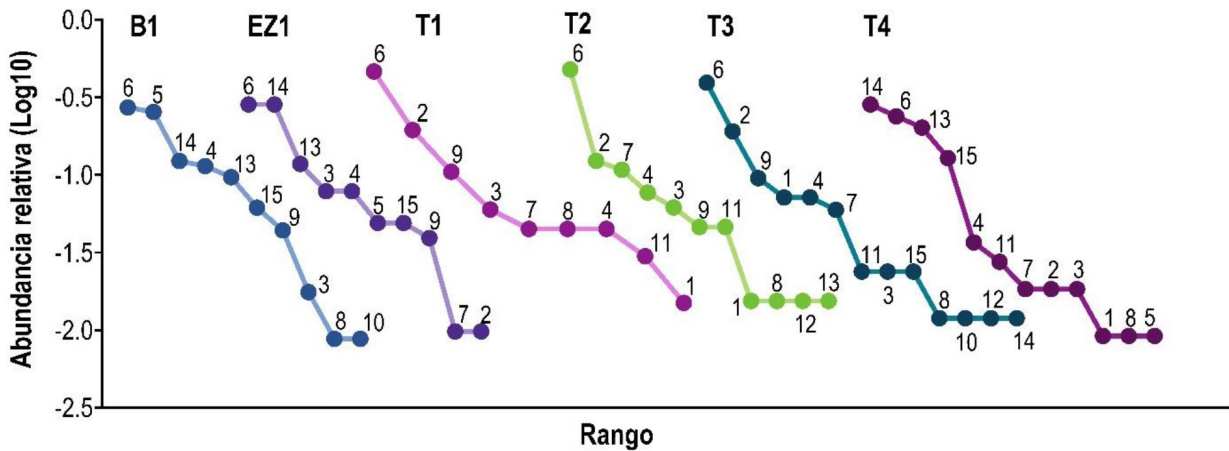
**Figura 3.** Curvas de rarefacción basadas en individuos para el ensamble de murciélagos filostómidos en vegetación ribereña. (A) riqueza y (B) diversidad de murciélagos filostómidos en los sitios de muestreo.

et al. 2015).

El ensamble de especies de murciélagos fue consistente con el patrón de abundancia y composición observado en otros estudios realizados en comunidades ribereñas, donde una o dos especies con alta abundancia dominan la comunidad de murciélagos, particularmente las especies de la subfamilia Stenodermatinae son las dominantes en las franjas de vegetación ribereña (Lourenço et al. 2014, Zarazúa-Carbajal et al. 2017). La subfa-

milia Stenodermatinae es la más diversa entre los murciélagos filostómidos, ya que su diversificación está relacionada con la diversidad funcional y ecosistémica de las selvas neotropicales, las cuales ofrecieron nuevos hábitats y recursos que fueron aprovechados por las especies de esta familia (Baker et al. 2012, Saldaña-Vázquez y Fleming 2020). Actualmente está conformada por 20 géneros y 101 especies, lo que representa el 44% del total de especies de la familia Phyllostomidae (Simmons y Cirranello





**Figura 4.** Curvas rango-abundancia de las especies de murciélagos filostómidos capturadas. 1 = *C. perspicillata*, 2 = *C. sowelli*, 3 = *Desmodus rotundus*, 4 = *Glossophaga soricina*, 5 = *Phyllostomus discolor*, 6 = *A. jamaicensis*, 7 = *A. lituratus*, 8 = *C. senex*, 9 = *Dermanura phaeotis*, 10 = *D. tolteca*, 11 = *D. watsoni*, 12 = *P. helleri*, 13 = *S. hondurensis*, 14 = *S. parvidens* y 15 = *Uroderma bilobatum*.

2020). Las 10 especies registradas representan el 67% del total de los murciélagos stenodermatinos presentes en el estado de Tabasco (Hidalgo-Mihart *et al.* 2016) y el 56% de las especies en México (Ramírez-Pulido *et al.* 2014). De las 10 especies solo *Dermanura watsoni* se encuentra listada en alguna categoría de riesgo a nivel nacional (SEMARNAT 2010). A pesar de que la mayoría de estas especies no se encuentran en peligro, la pérdida de la vegetación ribereña podría significar la reducción de sus poblaciones y a largo plazo afectar procesos ecológicos como la dispersión de semillas (Saldaña-Vázquez y Fleming 2020).

Los murciélagos frugívoros (subfamilia Stenodermatinae y Carollinae) fueron el gremio trófico mejor representado. La mayoría de las especies de murciélagos frugívoros son consideradas como adaptables a la modificación de su hábitat, capaces de permanecer en paisajes transformados por actividades humanas, en donde utilizan los diferentes elementos, como cercas vivas, corredores ribereños, fragmentos de vegetación natural y agroecosistemas para moverse y alimentarse (Galindo-González 2004, Cerón *et al.* 2022). Los murciélagos nómadas se caracterizan por tener amplios rangos hogareños, capacidad de movimiento a grandes distancias, se alimentan casi siempre de especies de sucesión tardía (*Ficus* spp., *Inga* spp.), mientras que los

murciélagos sedentarios son de ámbito hogareño pequeño, con refugios permanentes, y dispersan semillas de sucesión temprana (*Piper* spp., *Solanum* spp. y *Cecreopia* spp.) (Soriano 2000, Giannini y Kalko 2004, Kalko 2008). La presencia de murciélagos frugívoros en los ecosistemas ribereños permite el mantenimiento de los procesos ecológicos, como la dispersión de semillas, la cual favorece a la regeneración de la vegetación que ha sido perturbada por sucesos naturales o de origen antrópico (Castro-Luna y Galindo-González 2012, García-Morales *et al.* 2012).

Si bien se ha visto que los ambientes ribereños presentan mayor riqueza y diversidad de murciélagos filostómidos en comparación con áreas agrícolas y ganaderas (Galindo-González y Sosa 2003, De la Peña-Cuellar *et al.* 2015). No se observaron diferencias entre los sitios de muestreo a pesar de que algunos se encontraban adyacentes a vegetación natural continua y otros a zonas agropecuarias. La ausencia de estas diferencias puede deberse a la cantidad de hábitat disponible en los sitios ubicados en áreas agropecuarias (B1, EZ1 y T4). Se ha demostrado que en paisajes fragmentados los parches de vegetación más grandes y mejor conectados favorecen el aumento de la riqueza y diversidad de murciélagos filostómidos (Arroyo-Rodríguez *et al.* 2016).

La composición de especies entre sitios varió

debido a la presencia de poblaciones abundantes de las especies de murciélagos como *A. jamaicensis*, *S. parvidens* y *C. sowellii*. Estas especies son consideradas adaptables debido a su tolerancia a la transformación del ambiente (Galindo-González 2004, Cerón et al. 2022) y casi siempre se asocian a áreas perturbadas (Harvey y González-Villalobos 2007). *A. jamaicensis* es un frugívoro común con una amplia distribución y suele ser abundante localmente. Su alta abundancia está relacionada con el tipo de dieta generalista, que puede incluir diversas especies de las familias Cecropiaceae, Moraceae, Piperaceae y Solanaceae (Castro-Luna y Galindo-González 2012, García-Morales et al. 2012). *S. parvidens* y *C. sowellii*, son especies frugívoras de tamaño pequeño que basan su alimentación en frutos de especies de plantas que aparecen en sucesión temprana de las familias Piperaceae y Solanaceae (Vleut et al. 2015b, Hernández-Canchola et al. 2020). Ambas especies son consideradas generalistas de hábitat, además de ser abundantes en parches de vegetación secundaria en paisajes con actividad agrícola (Vleut et al. 2012, Vleut et al. 2015a). Otro frugívoro nómada con importante presencia en los sitios B1, EZ1 y T4 fue *Uroderma bilobatum*, la cual es una especie resistente a la transformación del ambiente (Galindo-González 2004, Cerón et al. 2022) y que con anterioridad se ha visto que su abundancia está relacionada positivamente con el grado de modificación del hábitat (Willig et al. 2007). Esto coincide con los resultados encontrados, debido a que mostró las abundancias más altas en los sitios que presentan alrededores con mayor perturbación.

La presencia del vampiro común (*Desmodus rotundus*) en la mayoría de los sitios de muestreo podría indicar cierto grado de perturbación asociado a la actividad ganadera (Romero-Barrera et al. 2021). En general los sitios de vegetación ribereña están inmersos en menor o mayor medida en paisajes ganaderos. Esto se hace evidente al observar que la mayor abundancia de la especie se registró en el sitio EZ1 el cual está rodeado por una amplia área destinada a la cría de ganado, lo que podría favorecer la presencia de esta especie al tener disponibilidad de alimento (Lanzagorta-Valencia et al. 2020).

El 18% de las especies podrían clasificarse como raras o poco abundantes. Las especies con poblaciones pequeñas podrían ser más susceptibles a las extinciones locales (Foley 1997), en el caso de la vegetación ribereña en el río Usumacinta, algunas especies como *C. senex*, tiene una baja tasa de natalidad (Santos-Moreno et al. 2010), *P. helleri* prefiere forrajear en el dosel de la vegetación (Kalko et al. 2008) y *D. tolteca* presenta tamaños poblacionales pequeños, estimados en menos de 300 individuos (García-García et al. 2010). Por lo que estas especies podrían ser vulnerables a la perturbaciones ocasionadas por las actividades humanas. Aun cuando no se consideró a *C. perspicillata* como especie rara en la vegetación ribereña su rareza en los sitios T1 y T2 podría estar relacionado con una competencia por los recursos alimenticios con *C. sowellii*, ya que tienen una dieta similar, sin embargo, la de *C. sowellii* es ligeramente más diversa (Kraker-Castañeda et al. 2016). Otro punto importante es que durante las noches de muestreo en T2 se observó la ausencia de plantas del género *Solanum* spp. y *Piper* spp. lo que podría tener relación con el bajo número de individuos registrados de *C. perspicillata* y *S. hondurensis* en dicho sitio. Esto coincide con estudios previos en la selva Lacandona en donde se observó que *C. perspicillata* se alimentó la mayor parte del tiempo de frutos de arbustos pioneros, mientras *S. hondurensis* prefirió lo frutos de hierbas pioneras (Olea-Wagner et al. 2007).

Aunque la riqueza y diversidad de murciélagos filostómidos no varió entre los sitios de muestreo, se observaron diferencias en la composición de especie entre los sitios. Los menores valores de complementariedad se registraron entre los sitios de vegetación ribereña continua, esto es intuitivo si consideramos que los sitios comparten el mismo tipo de vegetación y por ende, la composición de murciélagos es similar, caso contrario, la mayor complementariedad se registra entre los sitios inmersos en los paisajes agropecuarios con los de vegetación ribereña continua probablemente por el contraste entre las condiciones de la vegetación a nivel local (composición y estructura) y a las características de la heterogeneidad del paisaje que los rodea. Esto coincide con un

estudio realizado en un paisaje antropizado en el sur de Veracruz, en donde se encontró que la riqueza y diversidad de murciélagos no fue diferente entre los diferentes tipos de vegetación muestreados (fragmento de selva mediana subperennifolia, cultivo de café bajo sombra y pastizal con vegetación secundaria), pero si se observa alta complementariedad de especies de murciélagos entre los tipos de vegetación con mayor contraste en su estructura y composición florística (Alavéz-Martínez *et al.* 2020).

### CONCLUSIONES

En la vegetación ribereña de la subregión de Los Ríos del estado de Tabasco habita una comunidad de murciélagos estable en términos de riqueza y abundancia de especies, pese a la transformación constante a la que se encuentra sometida, por lo que algunas especies son raras en el ensamblaje. Es evidente que algunas de las especies de la comunidad de murciélagos han sabido explotar los recursos generados a partir de la transformación de estos sitios; por lo que la riqueza y diversidad de filostómi-

dos registrados no mostraron notables diferencias entre los ambientes. Lo que destaca la importancia de la vegetación ribereña para ambos ambientes, al aportar parte de los requerimientos que permiten hacer uso del espacio y de los recursos en estos fragmentos de vegetación. El uso de murciélagos como bioindicadores de los bosques ribereños presentan potencial como herramienta para la planificación e implementación de programas de conservación que permitan el mantenimiento y conectividad de la vegetación ribereña en paisajes agrícolas.

### AGRADECIMIENTOS

A los dueños de los predios y autoridades ejidales que permitieron el acceso a sus terrenos para realizar los muestreos. En especial a Dolores Tejero Gerónimo† y familia. Al proyecto “Restauración del ecosistema ripario del sector sur de la cuenca del Usumacinta-Tabasco” (clave C61501037), por el financiamiento otorgado para llevar a cabo el trabajo de campo.

### LITERATURA CITADA

- Aceves-Navarro LA, Rivera-Hernández B (2019) Clima. En: CONABIO (ed) La Biodiversidad de Tabasco: estudio de estado. Vol 1. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Ciudad de México, México. pp: 61-68.
- Aguirre LF, Herrel A, Van Damme R, Matthysen E (2002) Ecomorphological analysis of trophic niche partitioning in a tropical savannah bat community. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 269: 1271-1278.
- Alavéz-Martínez NM, Montero-Reyes D, Serna-Lagunes R, Torres-Cantú GB, García-Martínez MA, Andrés-Meza P (2020) Estructura de la comunidad de murciélagos en un paisaje antropogénico tropical en Veracruz, México. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios* 7: 1-12.
- Arroyo-Rodríguez V, Rojas C, Saldaña-Vázquez RA, Stoner KE (2016) Landscape composition is more important than landscape configuration for phyllostomid bat assemblages in a fragmented biodiversity hotspot. *Biological Conservation* 198: 84-92.
- Barba-Macías E, Rangel-Mendoza J, Ramos-Reyes R (2006) Clasificación de los humedales de Tabasco mediante sistemas de información geográfica. *Universidad y Ciencia* 22: 101-110.
- Baker RJ, Bininda-Emonds ORP, Mantilla-Meluk H, Porter CA, Van Den Bussche RA (2012) Molecular timescale of diversification of feeding strategy and morphology in new world leaf-nosed bats (PHYLLOSTOMIDAE):

- A phylogenetic perspective. In: Gunnell GF, Simmons NB (eds) *Evolutionary history of bats: Fossils, molecules and morphology*. Cambridge University Press. Cambridge. pp: 385-409.
- Bracamonte C (2018) Protocolo de muestreo para la estimación de la diversidad de murciélagos con redes de niebla en estudios de ecología. *Ecología Austral* 28: 446-454.
- Briones-Salas M, Sánchez-Cordero V, Santos-Moreno A (2005) Diversidad de murciélagos en un gradiente altitudinal de la Sierra Mazateca, Oaxaca, México. En: Sánchez-Cordero V, Medellín RA (eds) *Contribuciones Mastozoológicas en homenaje a Bernardo Villa*. Instituto de Biología, UNAM, Instituto de Ecología UNAM, CONABIO. Ciudad de México, México. pp: 67-76.
- Calderón-Patrón J, Briones-Salas M, Moreno CE (2013) Diversidad de murciélagos en cuatro tipos de bosque de la Sierra Norte de Oaxaca, México. *Therya* 4: 121-137.
- Castillo-Acosta O, Zavala-Cruz J (2019) Tipos de vegetación. En: CONABIO (ed) *La Biodiversidad de Tabasco: Estudio de estado. Vol 1. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la biodiversidad*. Ciudad de México, México. pp: 69-76.
- Castro-Luna AA, Galindo-González J (2012) Seed dispersal by phyllostomid bats in two contrasting vegetation types in a Mesoamerican reserve. *Acta Chiropterologica* 14: 133-142.
- Cerón-Hernández JA, Serna-Lagunes R, Torres-Cantú GB, Llarena-Hernández RC, Mora-Collado N, García-Martínez MA (2022) Diversidad, tipos de dieta de murciélagos y su respuesta a bordes de bosque mesófilo de montaña, Veracruz, México. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios* 9: e3110. DOI: 10.19136/era.a9n2.3110.
- Chao A (1984) Nonparametric estimation of the number of classes in a population. *Scandinavian Journal of Statistics* 11: 265-270.
- Cirriano AL, Simmons NB (2020) Diversity and discovery: A golden age. In: Fleming TH, Dávalos LM, Mello MA (eds) *Phyllostomid bats: A unique mammalian radiation*. University of Chicago Press. Chicago. pp: 43-61.
- Colwell RK, Coddington JA (1994) Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences* 345: 101-118.
- Da Silva AG, Gaona O, Medellín RA (2008) Diet and trophic structure in a community of fruit-eating bats in Lacandon Forest, Mexico. *Journal of Mammalogy* 89: 43-49.
- De la Peña-Cuellar E, Benítez-Malvido J, Avila-Cabadilla LD, Martínez-Ramos M, Estrada A (2015) Structure and diversity of phyllostomid bat assemblages on riparian corridors in a human-dominated tropical landscape. *Ecology and Evolution* 5: 903-913.
- Estrada A, Coates-Estrada R (2001) Bat species richness in live fences and in corridors o residual rain forest vegetation at Los Tuxtlas, México. *Ecography* 24: 94-102.
- Fahl WO, Garcia AIE, Achkar SM, Mori E, Asano KM, Iamamoto K, Scheffer KC (2015) Rabia transmitida por murciélagos en Brasil. *Acta biológica Colombiana* 20: 21-35.
- Feinsinger P (2001) *Designing field studies for biodiversity conservation*. Island Press, Washington, DC. 213p.
- Foley P (1997) Extinction models for local populations. In: Hanski I, Gilpin ME (eds) *Metapopulation biology: ecology, genetics, and evolution. Vol 2. Academic press*. San Diego, USA. pp: 215-246.
- Galindo-González J, Sosa VJ (2003) Frugivorous bats in isolated trees and riparian vegetation associated with human-made pastures in a fragmented tropical landscape. *The Southern Naturalist* 48: 579-589.

- 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: 239-243.
- García-García JL, Santos-Moreno A, Rodríguez-Alamilla A (2010) Population dynamics of the bat *Dermanura tolteca* (Chiroptera: Phyllostomidae) in a tropical forest in Mexico. *Revista de Biología Tropical* 58: 1323-1334.
- García-Morales R, Chapa-Vargas L, Galindo-González J, Badano EI (2012) Seed dispersal among three different vegetation communities in the Huasteca region, Mexico, analyzed from bat feces. *Acta Chiropterologica* 14: 357-367.
- García-Morales R, Badano EI, Moreno CE (2013) Response of Neotropical bat assemblages to human land use. *Conservation Biology* 27: 1096-1106.
- Giannini NP, Kalko EKV (2004) Trophic structure in a large assemblage of phyllostomid bats in Panama. *Oikos* 105: 209-220.
- Gorresen PM, Willig MR (2004) Landscape responses of bats to habitat fragmentation in Atlantic Forest of Paraguay. *Journal of Mammalogy* 85: 688-697.
- Gotelli NJ, Colwell RJ (2011) Estimating species richness. In: Magurran AE, McGill (eds) *Biological diversity frontiers in measurement and assessment*. Oxford University Press. New York. pp: 39-54.
- Hamilton BT, Roeder BL, Hatch KA, Eggett DL, Tingey D (2015) Why is small mammal diversity higher in riparian areas than in uplands? *Journal of Arid Environments* 119: 41-50.
- Hammer Ø, Harper DAT, Ryan PD (2001) PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4: 1-9.
- Harvey CA, Gonzalez-Villalobos JA (2007) Agroforestry systems conserve species-rich but modified assemblages of tropical birds and bats. *Biodivers Conserv* 16: 2257-2292.
- Hernández-Canchola G, León-Paniagua L (2020) *Sturnira parvidens* (Chiroptera: Phyllostomidae). *Mammalian Species* 52: 57-70.
- Hidalgo-Mihart MG, Contreras-Moreno FM, De la Cruz AJ, Jiménez-Domínguez D, Juárez-López R, Oporto-Peregrino S, Ávila-Flores R (2016) Mamíferos de Tabasco, México. En: Briones-Salas M, Hortelano-Moncada Y, Magaña-Cota G, Sánchez-Rojas G, Sosa-Escalante JE (eds) *Riqueza y conservación de los mamíferos en México a nivel estatal*. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Asociación Mexicana de Mastozoología A. C. y Universidad de Guanajuato. Ciudad de México, México. pp: 441-470.
- INEGI (2010) Compendio de información geográfica municipal 2010. Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). Ciudad de México, México. 10p. [https://www.inegi.org.mx/contenidos/app/mexicocifras/datos\\_geograficos/27/27017.pdf](https://www.inegi.org.mx/contenidos/app/mexicocifras/datos_geograficos/27/27017.pdf). Fecha de consulta: 23 de junio de 2022.
- Jost L (2006) Entropy and diversity. *Oikos* 113: 363-375.
- Kakumanu R, Hodgson WC, Ravi R, Alagon A, Harris RJ, Brust A, Alewood PF, Kemp-Harper BK, Fry BG (2019) Vampire venom: Vasodilatory mechanisms of vampire bat (*Desmodus rotundus*) Blood Feeding. *Toxins* 11: 1-10.
- Kalko EKV, Estrada Villegas S, Schmidt M, Wegmann M, Meyer CF (2008) Flying high-assessing the use of the aerosphere by bats. *Integrative and Comparative Biology* 48: 60-73.

- Klingbeil BT, Willig MR (2009) Guild-specific responses of bats to landscape composition and configuration in fragmented Amazonian rainforest. *Journal of Applied Ecology* 46: 203-213.
- Kraker-Castañeda C, Cajas-Castillo JO, Lou S (2016) Opportunistic feeding by the little yellow-shouldered bat *Sturnira lilium* (Phyllostomidae, Stenodermatinae) in northern Guatemala: a comparative approach. *Mammalia* 80: 349-352.
- Kunz TH, Braun de Torrez E, Bauer D, Lobo T, Fleming TH (2011) Ecosystem services provided by bats. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1223: 1-38.
- Lanzagorta-Valencia K, Fernández-Méndez JI, Medellín RA, Rodas-Martínez AZ, Ávila-Flores R (2020) Landscape and cattle management attributes associated with the incidence of *Desmodus rotundus* attacks on cattle. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios* 7: 1-10.
- Llaven-Macías V (2013) Mamíferos de un bosque ribereño en la cuenca media del río Grijalva, Chiapas, México. *Acta Zoológica Mexicana* 29: 287-303.
- Ligabue-Braun R, Verli H y Carlini CR (2012) Venomous mammals: A review. *Toxicon* 59: 680-695.
- Lourenço EC, Gomes LAC, Pinheiro MDC, Patrício PMP, Famadas KM (2014) Composition of bat assemblages (Mammalia: Chiroptera) in tropical riparian forests. *Zoologia (Curitiba)* 31: 361-369.
- Magurran AE (2004) *Measuring biological diversity*. Blackwell, Oxford. 256p.
- Medellín R, Arita HT, Sánchez O (2008) *Identificación de los murciélagos de México. Clave de campo, 2da edición*. Instituto de Ecología. Universidad Nacional Autónoma de México. Distrito Federal, México. 79p.
- Moreno CE, Barragán F, Pineda E, Pavón NP (2011) Reanálisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 82: 1249-1261.
- Muscarella R, Fleming TH (2007) The role of frugivorous bats in tropical forest succession. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society* 82: 573-590.
- Naiman RJ, Décamps H, McClain ME (2005) *Riparia ecology, conservation and management of streamside communities*. 1st Edition. Elsevier Academic Press. San Diego, California, USA. 415p.
- Ochoa-Gaona S, Ramos-Ventura LJ, Moreno-Sandoval F, Jiménez-Pérez NC, Haas-Ek MA, Muñiz-Delgado LE (2018) Diversidad de flora acuática y ribereña en la cuenca del río Usumacinta, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 89: 3-44.
- Olea-Wagner A, Lorenzo C, Naranjo E, Ortiz D, León-Paniagua L (2007) Diversidad de frutos que consumen tres especies de murciélagos (Chiroptera: Phyllostomidae) en la selva lacandona, Chiapas, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 78: 191-200.
- Patterson BD, Willig MR, Stevens RD (2003) Trophic strategies, niche partitioning, and patterns of ecological organization. In: Kunz TH, Fenton MB (eds) *Bat ecology*. University of Chicago press. Chicago, USA. pp: 536-579.
- Pech-Canche JM, MacSwiney GC, Estrella E (2010) Importancia de los detectores ultrasónicos para mejorar los inventarios de murciélagos Neotropicales. *Therya* 1: 221-228.
- Ramírez-Pulido J, González-Ruiz N, Gardner AL, Arroyo-Cabrales J (2014) *List of recent land mammals of Mexico, 2014*. Natural Science Research Laboratory. Museum of Texas Tech University. Especial Publications. USA. 69p.

- Ramos VLJ (2019) La vegetación acuática. En: CONABIO (ed) La Biodiversidad de Tabasco: Estudio de estado. Vol 2. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la biodiversidad. Ciudad de México, México. pp: 73-79.
- Riss T, Kelly-Quinn M, Aguiar FC, Manolaki P, Bruno D, Bejarano MD, Clerici N, Fernandes MR, Franco JC, Pettit N, Portela AP, Tammeorg O, Tammeorg P, Rodríguez-González PM, Dufour S (2020) Global overview of ecosystem services provided by riparian vegetation. *BioScience* 70: 501-514.
- Roa-Fuentes L, De la Cruz-Burelo F, López- Martínez JO (2016) La restauración ecológica en la zona del Usumacinta. *Revista Diálogos* 47: 30-35.
- Romero FI, Cozano MA, Gangas RA, Naulin PI (2014) Zonas ribereñas: protección, restauración y contexto legal en Chile. *Bosque* 35: 3-12.
- Romero-Barrera CE, Osorio-Rodríguez AN, Juárez-Agis A (2021) Distribución, abundancia, control y registros de casos de murciélagos vampiro, *Desmodus rotundus* (E. Geoffroy), infectados de rabia en ambientes pecuarios de Guerrero, México. *Acta Agrícola y Pecuaria* 7: E0071005. DOI: 10.30973/aap/2021.7.0071005.
- Rzedowski J (2006) Vegetación de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México. 505p.
- Saldaña-Vázquez RA, Fleming TH (2020) The frugivores: Evolution, functional traits, and their role in seed dispersal. In: Fleming TH, Dávalos LM, Mello MA (eds) *Phyllostomid bats: A unique mammalian radiation*. University of Chicago Press. Chicago. pp: 295-307.
- Santos-Moreno A, García-García JL, Rodríguez-Alamilla A (2010) Ecología y reproducción del murciélago *Centurio senex* (Chiroptera: Phyllostomidae) en Oaxaca, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 81: 847-852.
- SEMARNAT (2010) Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección Ambiental-Especies nativas de México de Flora y Fauna Silvestres-Categorías de Riesgo y Especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo. *Diario Oficial de la Federación* #56, 2a Sección. México. 85p.
- Simmons NB, Cirranello AL (2020) *Bat species of the world: A taxonomic and geographic database*. New York, USA. <https://batnames.org/>. Fecha de consulta: 20 de Agosto de 2022.
- Soriano P (2000) Functional structure of bat communities in tropical rainforests and andean cloud forests. *ECO-TROPICOS* 13: 1-20.
- Stoner-Duncan B, Streicker DG, Tedeschi CM (2014) Vampire bats and rabies: Toward an ecological. *PLoS Neglected Tropical Diseases* 8(6): e2867. DOI: 10.1371/journal.pntd.0002867.
- Urquiza JH, Bracamonte JC, Vaira M (2018) Diversidad de murciélagos en ambientes ribereños de la selva Pedomontana de las Yungas de Jujuy, Argentina. *Mastozoología Neotropical* 25: 439-453.
- Vázquez-Negrín I, Castillo-Acosta O, Valdez-Hernández JI, Zavala-Cruz J, Martínez-Sánchez JL (2011) Estructura y composición de la selva alta perennifolia en el ejido Niños Héroes Tenosique, Tabasco, México. *Polibotánica* 32: 41-61.
- Vleut I, Levy-Tacher SI, Galindo-González J, De Boer WF, Ramírez-Marcial N (2012) Tropical rain-forest matrix quality affects bat assemblage structure in secondary forest patches. *Journal of Mammalogy* 93: 1469-1479.
- Vleut I, Levy-Tacher SI, Galindo-González J, De Boer WF (2015a) Positive effects of surrounding rainforest on composition, diversity and late-successional seed dispersal by bats. *Basic and Applied Ecology* 16: 308-315.

- Vleut I, Galindo-González J, De Boer WF, Levy-Tacher SI, Vazquez LB (2015b) Niche differentiation and its relationship with food abundance and vegetation complexity in four frugivorous bat species in Southern Mexico. *Biotropica* 47: 606-615.
- Ward J, Tockner K, Arscott D, Claret C (2002) Riverine landscape diversity. *Freshwater Biology* 47: 517-539.
- Willig MR, Presley SJ, Bloch CP, Hice CL, Yanoviak SP, Díaz MM, Arias-Chauca L, Pacheco V, Weaver SC (2007) Phyllostomid bats of lowland Amazonia: effects of habitat alteration on abundance. *Biotropica* 39: 737-746.
- Zarazúa-Carbajal M, Ávila-Cabadilla LD, Álvarez-Añorve MY, Benítez-Malvido J, Stoner KE (2017) Importance of riparian habitat for frugivorous bats in a tropical dry forest in western Mexico. *Journal of Tropical Ecology* 33: 74-82.
- Zimbres B, Peres CA, Penido G, Machado RB (2018) Thresholds of riparian forest use by terrestrial mammals in a fragmented Amazonian deforestation frontier. *Biodivers Conserv* 27: 2815-2836.