revista mexicana de **mastozoología** nueva época | ARTÍCULO DE INVESTIGACIÓN

Influencia de la heterogeneidad del hábitat en la diversidad de murciélagos y sus ectoparásitos en dos localidades del sureste de Coahuila, México

Influence of habitat heterogeneity on the diversity of bats and their ectoparasites in two localities in southeast Coahuila, Mexico

Erika J. Cruz-Bazán[1], Jorge E. Ramírez-Albores[2]*, Juan A. Encina-Domínguez[1], Eber G. Chávez-Lugo[1], Juan M. Pech-Canché[3], Daniel S. Sánchez-Montes[3,4], Mitzy A. Olivera-Triste[1]

RESUMEN

Se evaluó el efecto del cambio y uso de suelo sobre la riqueza, diversidad y redes de interacción entre murciélagos y sus ectoparásitos en dos localidades del sureste de Coahuila, México: el Rancho Ganadero Los Ángeles y el Ejido Chapultepec. Ambos sitios presentan diferencias en el tipo de vegetación, así como en las actividades productivas predominantes, agrícolas y ganaderas. Se emplearon redes de niebla y monitoreo acústico para el registro de murciélagos, mientras que los ectoparásitos fueron recolectados manualmente mediante pinzas entomológicas. En total, se capturaron 93 individuos pertenecientes a 16 especies de murciélagos, de los cuales ocho hospedaron ectoparásitos, registrándose 26 individuos distribuidos en cuatro géneros de ectoparásitos. La mayor riqueza y abundancia de especies se presentó en el Ejido Chapultepec, asociadas con el bosque de pino. El análisis de las redes de interacción evidenció patrones diferenciales de especialización entre sitios, con un mayor número de interacciones en el Ejido Chapultepec, lo que sugiere una estructura más compleja en ambientes con mayor heterogeneidad del hábitat. Estos resultados indican que la fragmentación y el cambio de uso de suelo influyen significativamente en la composición de comunidades de murciélagos y en la dinámica de sus asociaciones parasitarias. La identificación de nuevas interacciones y registros locales subraya la importancia de conservar hábitats naturales que mantienen la diversidad funcional y las relaciones ecológicas esenciales para la estabilidad de los ecosistemas áridos y templados del norte de México.

Palabras clave: conservación, ecosistemas áridos, ectoparasitismo, fragmentación, Streblidae.

Relevancia:
El estudio evidencia que el cambio de uso de suelo modifica las comunidades de murciélagos y sus ectoparásitos, afectando sus redes de interacción y destacando la importancia de conservar hábitats heterogéneos para la estabilidad ecosistémica regional

ABSTRACT

The effect of land use and land change on the richness, diversity, and interaction networks between bats and their ectoparasites was evaluated at two sites in southeastern Coahuila, Mexico: Los Ángeles Cattle Ranch and the Chapultepec Ejido. Both sites differ in vegetation type and predominant agricultural and livestock production activities. Mist nets and acoustic monitoring were used to record bats, while ectoparasites were collected manually using entomological tweezers.

[1]Departamento de Recursos Naturales Renovables, Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro, Saltillo, Coahuila, México.
[2]Departamento de Botánica, Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro, Saltillo, Coahuila, México.
[3]Facultad de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad Veracruzana, Tuxpan, Veracruz, México
[4]Centro de Medicina Tropical, División de Investigación, Facultad de Medicina, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México
* Autor de correspondencia:erikacbazan@gmail.com

https://doi.org/10.22201/ie.20074484e.2025.15.2.445

A total of 93 individuals belonging to 16 bat species were captured, eight of which hosted ectoparasites, and 26 individuals were recorded, distributed across four genera of ectoparasites. The highest species richness and abundance were found in the Chapultepec ejido, associated with the pine forest. The analysis of interaction networks revealed differential patterns of specialization among sites, with a greater number of interactions in the Chapultepec Ejido, suggesting a more complex structure in environments with greater habitat heterogeneity. These results indicate that fragmentation and land-use change significantly influence the composition of bat communities and the dynamics of their parasitic associations. The identification of new interactions and local records underscores the importance of conserving natural habitats that maintain functional diversity and ecological relationships essential for the stability of arid and temperate ecosystems in northern Mexico.
Keywords*: *arid ecosystems, conservation, ectoparasitism, fragmentation, Streblidae.

INTRODUCCIÓN

Los murciélagos (orden Chiroptera) constituyen el segundo grupo más diverso de mamíferos a escala global y nacional, con 1,487 especies registradas en el mundo (Simmons y Cirranello, 2025) y 140 en México, de las cuales 18 son endémicas (Ceballos y Arroyo-Cabrales, 2012; Ramírez-Pulido *et al.*, 2014). En los ecosistemas semiáridos del norte de México —particularmente en Coahuila, Nuevo León, Tamaulipas y San Luis Potosí— se ha documentado una elevada riqueza de quirópteros, con 62 especies registradas (Wilson *et al.*, 1985; Espinosa-Martínez *et al.*, 2018; Arriaga-Flores *et al.*, 2024). Esta diversidad se relaciona estrechamente con la heterogeneidad del hábitat, que genera variación en recursos y microambientes —un factor clave para la coexistencia de especies con distintos requerimientos ecológicos (Tews *et al.*, 2004; McGarigal *et al.*, 2009)—, así como con la disponibilidad de refugios naturales como cuevas, oquedades rocosas y árboles huecos, esenciales para mantener la termorregulación, cohesión social y estabilidad de las colonias (Kunz y Lumsden, 2003). Asimismo, la conectividad ecológica entre parches de vegetación y sistemas rocosos favorece el desplazamiento entre áreas de refugio y alimentación, influyendo de manera determinante en la persistencia poblacional (Safi *et al.*, 2007; Carlier *et al.*, 2019).

Los murciélagos desempeñan funciones ecológicas esenciales al participar en la polinización, dispersión de semillas y control de insectos, roles que los convierten en indicadores sensibles de la calidad ambiental (Jones *et al.*, 2009; Tlapaya-Romero *et al.*, 2024). Sin embargo, su elevada dependencia de refugios adecuados y corredores funcionales para desplazarse entre áreas de descanso y forrajeo incrementa su vulnerabilidad frente a la pérdida de conectividad y la reducción de la complejidad estructural del paisaje. En regiones semiáridas, la fragmentación del entorno —derivada del cambio de uso de suelo, la expansión agrícola y la presión antrópica— acentúa los efectos de la escasa heterogeneidad natural y puede comprometer la permanencia de colonias locales (Ávila-Flores y Medellín, 2004; Brändel *et al.*, 2020). Debido a su biología y hábitos gregarios, los murciélagos actúan como hospederos de diversos ectoparásitos artrópodos hematófagos, que incluyen familias como Nycteribiidae, Streblidae, Polyctenidae, Ischnopsyllidae, Spinturnicidae y Labidocarpidae (Dick y Patterson, 2006; Dick y Dittmar, 2014; Liévano-Romero *et al.*, 2019). Estas asociaciones hospedero–ectoparásito conforman sistemas simbióticos altamente especializados, donde la intensidad parasitaria y la composición de especies pueden estar moduladas por la estructura del hábitat, la conectividad entre refugios y las condiciones microclimáticas propias de cada colonia (Kunz *et al.*, 2011; Patterson *et al.*, 2020). La alteración del paisaje —por contaminación, deforestación o desertificación— puede disminuir la disponibilidad de refugios seguros, incrementar el aislamiento espacial de las colonias y modificar las condiciones térmicas e higrométricas dentro de los refugios, afectando la carga parasitaria, la diversidad de ectoparásitos y el potencial de transmisión de agentes zoonóticos (Pilosof *et al.*, 2012; Budria y Candolin, 2014; Orta-Pineda *et al.*, 2020).

En este contexto, comprender cómo el cambio de uso de suelo influye en la riqueza, abundancia e interacciones entre murciélagos y sus ectoparásitos resulta fundamental para evaluar la estabilidad ecológica y funcional de los ecosistemas áridos y templados del norte de México. Por ello, el presente estudio tuvo como objetivo analizar el efecto del cambio y uso de suelo sobre la estructura de las comunidades de murciélagos y sus ectoparásitos en el sureste de Coahuila, aportando los

primeros registros para esta región de afinidad neártica, donde los estudios previos se han concentrado principalmente en zonas de influencia neotropical.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en el sureste de Coahuila, dentro de la provincia fisiográfica Sierra Madre Oriental (González-Aldaco, 2017), una región caracterizada por una alta heterogeneidad ambiental y gradientes altitudinales que oscilan entre 1,500 y 2,800 m snm. En esta zona convergen comunidades vegetales contrastantes —matorral desértico, zacatal natural y bosque de pino–encino— que conforman una zona de transición ecológica entre las regiones Neártica y Neotropical, lo que le confiere especial relevancia biogeográfica para el análisis de procesos ecológicos e interacciones simbióticas (Ramírez-Pulido *et al.*, 2014).

Se seleccionaron dos sitios con distinto grado de perturbación y uso de suelo: el Rancho Ganadero Los Ángeles (RGLA), en el municipio de Saltillo (25°16′ N, 101°01′ O), y el Ejido Chapultepec, en el municipio de Arteaga (25°22′ N, 100°41′ O) (Figura 1). El RGLA presenta un clima semiárido templado, con temperatura media anual de 18 °C y precipitación promedio de 380 mm; su vegetación está dominada por matorral desértico y pastizales inducidos derivados de actividades ganaderas y agrícolas. En contraste, el Ejido Chapultepec, ubicado a ~2,500 m snm, presenta un clima tem-

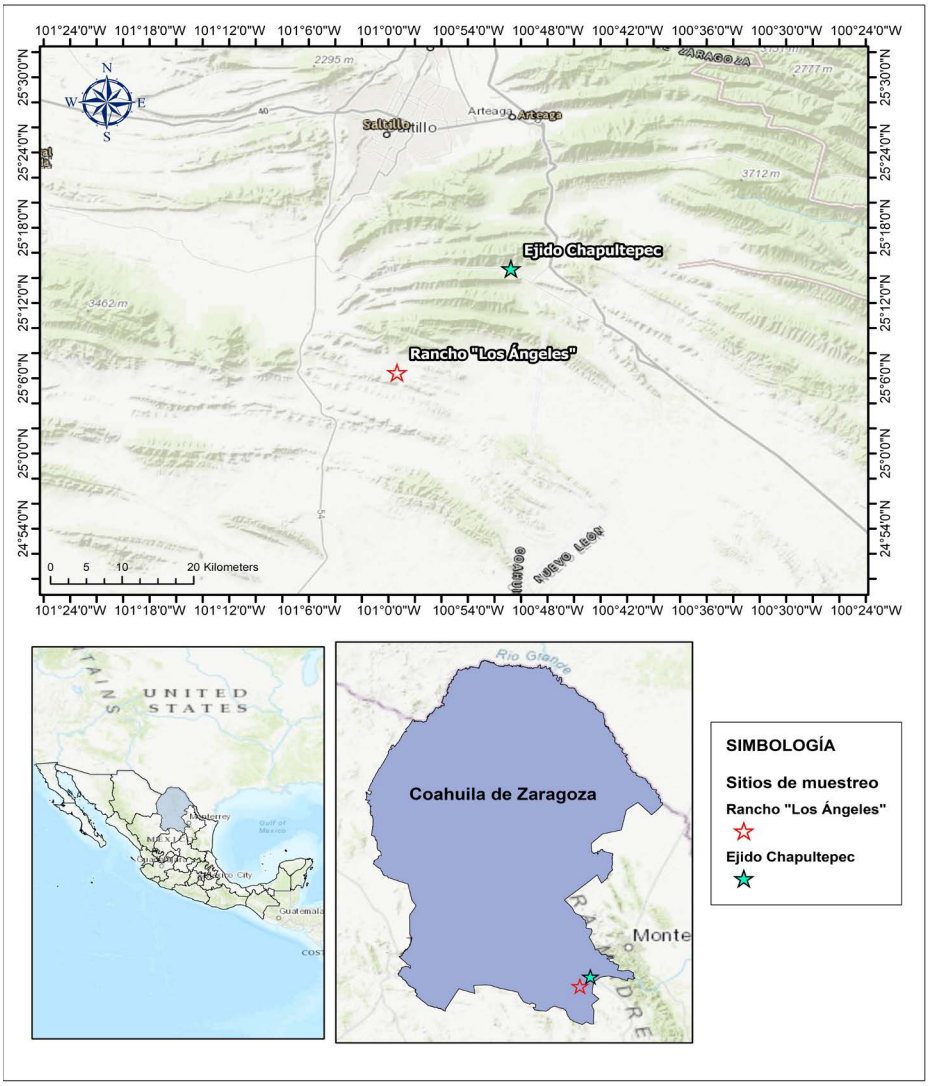

Figura 1. Ubicación de los dos sitios de muestreo en el área de estudio en los municipios de Saltillo Arteaga, en el sureste del estado de Coahuila, México.

plado subhúmedo, con precipitación media anual de 550 mm, y vegetación predominante de bosque de pino (*Pinus* spp.) y encino (*Quercus* spp.) (Encina-Domínguez *et al.*, 2019; Juanes-Márquez *et al.*, 2023). Estas diferencias en clima, altitud y cobertura vegetal permitieron contrastar hábitats con diferentes niveles de alteración y evaluar su influencia sobre la riqueza, composición y estructura de las comunidades de murciélagos y sus ectoparásitos.

Muestreo

El trabajo de campo se desarrolló de abril a septiembre de 2023, con tres noches de captura por mes en cada sitio, totalizando 36 jornadas de muestreo. Se emplearon métodos complementarios de captura directa mediante redes de niebla y detección acústica pasiva, con el objetivo de obtener una representación integral de las comunidades (Kunz y Parsons, 2009; Mac Swiney-González *et al.*, 2008).

Para el muestreo directo, se instalaron tres redes de niebla por sitio (dos de 12 × 2.5 m y una de 6 × 2 m) en zonas de tránsito frecuente, como bordes de vegetación, corredores de vuelo y cuerpos de agua (Pech-Canché *et al.*, 2018). Las redes permanecieron abiertas durante seis horas a partir del atardecer y se revisaron cada 30 minutos para minimizar el estrés y evitar depredación accidental (Estrella *et al.*, 2014).

Los individuos se manipularon con guantes de látex y se colocaron en bolsas de tela individuales para su procesamiento. La identificación taxonómica se realizó con base en las claves de Medellín *et al.* (2008) y Álvarez-Castañeda *et al.* (2015), considerando caracteres morfológicos externos, craneales y dentales. Para cada individuo se registraron sexo, edad, estado reproductivo, masa corporal y longitud del antebrazo. El estatus de conservación se corroboró de acuerdo con la NOM-059-SEMARNAT-2010 (SEMARNAT, 2019). Todos los procedimientos se efectuaron conforme a los lineamientos éticos y de bienestar animal propuestos por *Sikes y Animal Care and Use Committee of the American Society of Mammalogists* (2016) y Finnemore y Richardson (2004), garantizando la liberación segura de los individuos tras su procesamiento.

Para complementar el inventario y registrar especies insectívoras de vuelo alto o evasivas a las redes, se implementó un muestreo acústico pasivo (Duffy *et al.*, 2000; Berry *et al.*, 2004). Se empleó un detector ultrasónico *Echo Meter Touch 2 Pro* (*Wildlife Acoustics*) acoplado a un teléfono móvil Samsung Galaxy A11. En cada sitio se establecieron cuatro puntos de grabación, separados al menos 200 m entre sí, donde se realizaron grabaciones de 10 minutos por punto (40 minutos por sitio). Los muestreos se llevaron a cabo de noviembre de 2023 a marzo de 2024, cubriendo la temporada postreproductiva y de desplazamiento estacional. Las grabaciones en formato WAV fueron procesadas con el software *BatSound* 4.2, extrayendo parámetros de frecuencia máxima, mínima y duración del pulso para la identificación de especies. La determinación acústica se basó en la consulta bibliográfica (Mac Swiney-González *et al.*, 2008; Pech-Canché *et al.*, 2011; Jung *et al.*, 2006, 2014; Ortega *et al.*, 2022).

Recolección e identificación de ectoparásitos

Cada murciélago capturado fue examinado visualmente para detectar ectoparásitos en la cabeza, orejas, cuello, pelaje dorsal y ventral, alas y uropatagio, utilizando lupas de aumento y luz blanca (Orta-Pineda *et al.*, 2020; Tlapaya-Romero *et al.*, 2024). Los ectoparásitos se extrajeron cuidadosamente con pinzas entomológicas de punta fina y se conservaron en viales con etanol al 70% (Bezerra *et al.*, 2016). Posteriormente, los individuos fueron marcados temporalmente con crayones de baja adherencia para evitar recapturas en la misma noche y liberarlos en el sitio de captura. Los ectoparásitos fueron trasladados al Laboratorio de Parasitología Veterinaria de la Facultad de Ciencias Biológicas y Agropecuarias de la Universidad Veracruzana, donde se efectuó la identificación taxonómica bajo microscopio estereoscópico. Los ectoparásitos se identificaron utilizando las claves taxonómicas de Hopkins y Rothschild (1956), Wenzel (1976) y Salceda-Sánchez (2004), considerando caracteres morfológicos diagnósticos como la forma del cuerpo, disposición de setas, morfología antenal y aparato bucal. Se documentaron las asociaciones hospedero–parásito y se calcularon los índices parasitológicos estándar: prevalencia (muy baja prevalencia: < 10 %; baja prevalencia: 10–30 %; moderada prevalencia: 30–60 %; alta prevalencia: > 60 %; muy alta prevalencia > 80 %), abundancia e intensidad medias de infestación (intensidad muy baja: 1–5 parásitos por hospedero; intensidad baja: 6–20; inten-

sidad moderada: 21–50; intensidad alta: 51–100; intensidad muy alta: > 100), de acuerdo con los criterios de Bush *et al.* (1997).

Análisis de datos

La eficiencia del esfuerzo de muestreo se evaluó mediante curvas de rarefacción y estimadores de cobertura de muestra (SC) aplicando la metodología de Chao y Jost (2012), implementada en la plataforma *iNEXT* Online (Chao *et al.*, 2016). Se consideraron diferencias significativas en la riqueza acumulada cuando los intervalos de confianza al 95% no se superpusieron (Cumming *et al.*, 2007). La diversidad beta entre sitios se estimó descomponiendo la disimilitud total en componentes de recambio y diferencia en riqueza siguiendo el método de Baselga (2010), lo que permitió evaluar la influencia de la heterogeneidad del hábitat sobre la estructura comunitaria de murciélagos y ectoparásitos. Para el análisis de las redes ecológicas hospedero–parásito, se construyeron matrices bipartitas y se calcularon métricas de estructura y especialización mediante los paquetes bipartite (Dormann *et al.*, 2008, 2014) y network en R (*R Core Team*, 2021). Se estimaron los índices de conectancia, anidamiento (NODF) y especialización (H2'), así como métricas de diversidad funcional de las interacciones, siguiendo los criterios de Blüthgen *et al.* (2008a, 2008b) y Beltrán y Traveset (2018).

RESULTADOS

Riqueza taxonómica de murciélagos

Se registraron 93 individuos de murciélagos pertenecientes a 16 especies pertenecientes en 10 géneros y tres familias: Vespertilionidae, Molossidae y Phyllostomidae (Cuadro 1, Figura 2), siendo Vespertilionidae la familia más diversa y abundante, con 71% de las capturas (12 especies), seguida por Molossidae (23%; 4 especies) y Phyllostomidae (6%; 1 especie). En el ejido Chapultepec, *Myotis thysanodes* y *M. californicus* fueron las especies dominantes, mientras que *Eptesicus fuscus*, *Euderma maculatum*, *Idionycteris phyllotis*, *Myotis ciliolabrum*, *Nyctinomops macrotis*, *N. femorosaccus*, *Tadarida brasiliensis* y *Choeronycteris mexicana* se registraron con baja frecuencia (Figura 3). En contraste, en el RGLA las especies más abundantes fueron *M. californicus* y *E. fuscus*, en tanto que *Corynorhinus townsendii*, *E. maculatum*, *Lasiurus intermedius*, *M. thysanodes*, *M. ciliolabrum* y *Eumops perotis* se registraron con menor frecuencia (Figura 3).

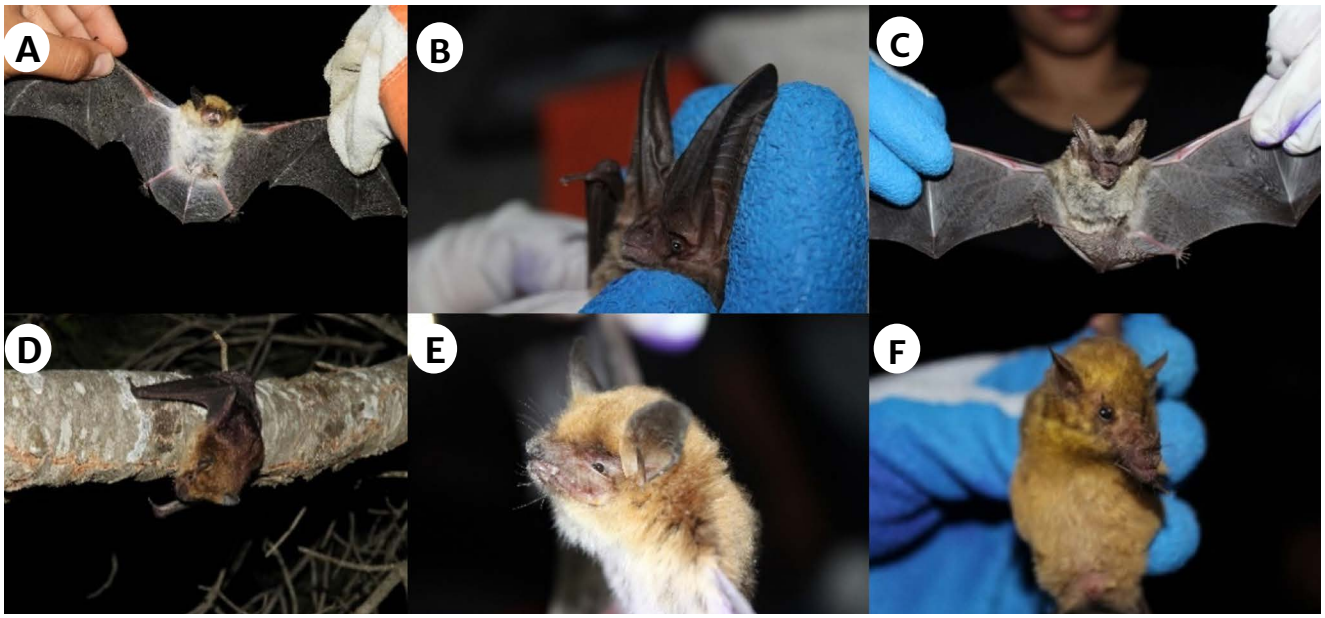

Figura 2. Algunas especies de murciélagos capturadas en los sitios de muestreo, Rancho Ganadero Los Ángeles (RGLA) y Ejido Chapultepec, sureste de Coahuila, México: A) miotis de nariz oscura (*Myotis ciliolabrum*), B) murciélago orejón de Townsend (*Corynorhinus townsendi*), C) murciélago mula de Allen (*Idioonycteris phyllotis*), D) murciélago moreno norteamericano (*Eptesicus fuscus*), E) murciélago de cabeza plana (*Myotis planiceps*), F) murciélago trompudo (*Choeronycteris mexicana*). Fotos: Eber G. Chavez-Lugo.

Cuadro 1. Especies de murciélagos registradas en los sitios de muestreo: Rancho Ganadero Los Ángeles (RGLA) y Ejido Chapultepec, sureste de Coahuila, México. (*) Especie endémica de México y globalmente amenazada de acuerdo con la IUCN.

Familia/Especie	Número de individuos		Total	Tipo de registro	NOM-059-SEMARNAT-2010
	RGLA	Ejido Chapultepec			
Vespertilionidae					
Corynorhinus townsendii	1	5	6	Captura/Acústica	
Eptesicus fuscus	7	1	8	Captura/Acústica	
Euderma maculatum	1	1	2	Acústica	Protección especial
Idionycteris phyllotis	3	2	5	Captura	
Lasiurus cinereus	0	3	3	Acustica	
Lasiurus intermedius	1	0	1	Acustica	
*Myotis planiceps**	0	5	5	Captura	Peligro de extinción
Myotis thysanodes	2	18	20	Captura/Acústica	
Myotis californicus	9	9	18	Acústica	
Myotis ciliolabrum	0	1	5	Captura/Acústica	
Myotis yumanensis	5	7	12	Acústica	
Molossidae					
Eumops perotis	1	0	1	Acústica	
Nyctinomops macrotis	0	1	1	Acústica	
Nyctinomops femorosaccus	0	1	1	Acústica	
Tadarida brasiliensis	3	1	4	Acústica	
Phyllostomidae					
Choeronycteris mexicana	0	1	1	Captura	Amenazada
Total	34	59	93		

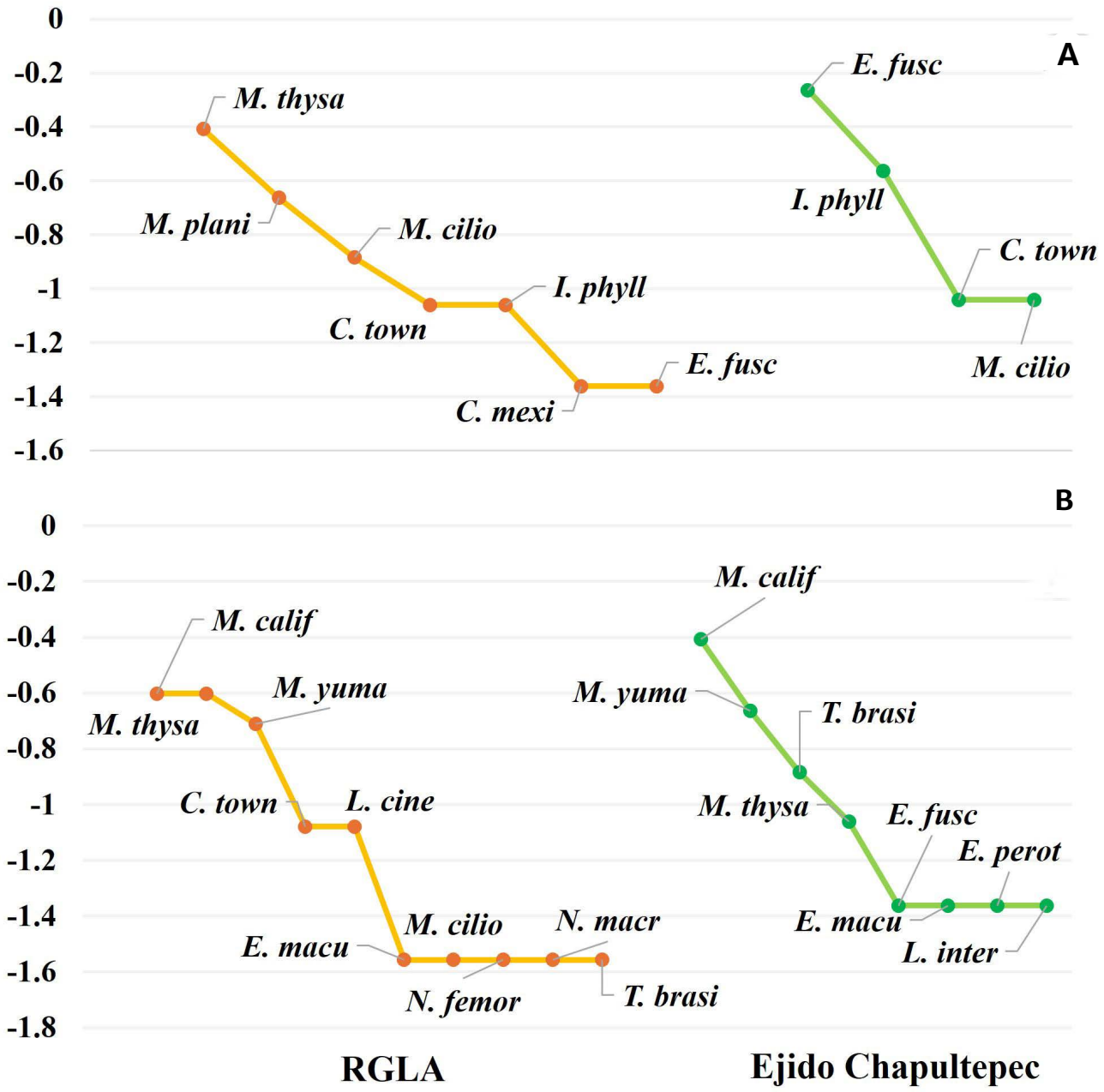

Figura 3. Curvas de rango-abundancia de los murciélagos registrados en los sitios de muestreo: Rancho Ganadero Los Ángeles (RGLA) y Ejido Chapultepec, sureste de Coahuila, México. (A) Redes. (B) Acústica.

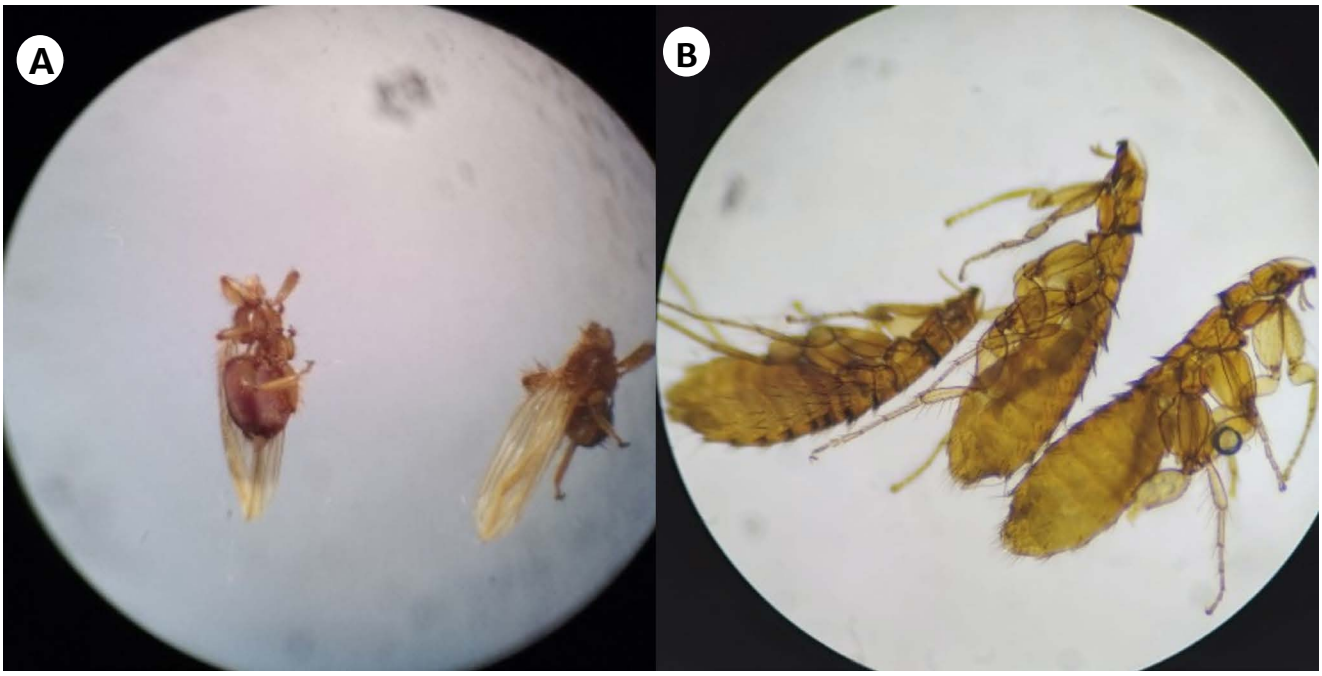

Figura 4. Ectoparásitos registrados en algunas especies de murciélagos en los sitios de muestreo: Rancho Ganadero Los Ángeles (RGLA) y Ejido Chapultepec, sureste de Coahuila, México. (A) *Myodopsylla* sp. (B) *Trichobius* sp. Fotos: Mitzy A. Olivera-Triste.

Cuadro 2. Orden, géneros y cantidad de ectoparásitos registrados en tres especies de murciélagos vespertiliónidos en los sitios de muestreo: Rancho Ganadero Los Ángeles (RGLA) y Ejido Chapultepec, sureste de Coahuila, México.

Orden	Géneros de ectoparásitos	Especies de murciélagos			Total
		Corynorhinus townsendii (N=9)	*Myotis planiceps* (N=6)	*Myotis thysanodes* (N=11)	26
Diptera	*Anastrebla* sp	0	2	2	4
	Trichobius sp	8	0	0	8
Siphonaptera	*Myodopsylla* sp	0	2	7	9
Mesostigmata	*Spinturnix* sp	1	2	2	5

Composición de ectoparásitos y asociaciones hospedero–parásito

Ocho murciélagos de tres especies de vespertiliónidos estaban infestados con un total de 26 individuos de ectoparásitos (Cuadro 2) pertenecientes a tres órdenes, tres familias y cuatro géneros: moscas de murciélago (Streblidae: *Anastrebla, Trichobius*), ácaros (Spinturnicidae: *Spinturnix*) y pulgas (Ischnopsyllidae: *Myodopsylla*) (Cuadro 2). La coexistencia de ectoparásitos hematófagos y detritívoros especializados con murciélagos vespertiliónidos estaba reflejada en las asociaciones más frecuentes siguientes: *C. townsendii–Trichobius/Spinturnix*, *M. planiceps–Myodopsylla/Spinturnix/Anastrebla* y *M. thysanodes–Myodopsylla/Spinturnix/Anastrebla* (Cuadro 2, Figura 4).

Diversidad y disimilitud entre sitios

El Ejido Chapultepec presentó la mayor riqueza específica de murciélagos y ectoparásitos, con 14 especies y 59 individuos de murciélagos, y cuatro géneros y 22 individuos de ectoparásitos, alcanzando una efectividad de muestreo del 88%. En contraste, el RGLA registró 11 especies y 34 individuos de murciélagos, y cuatro géneros y cuatro individuos de ectoparásitos, con 85% de la efectividad del muestreo (Figura 5). Las curvas de rarefacción mostraron intervalos de confianza del 95% de los superpuestos entre los periodos de muestreo, sin indicios de variación temporal significativa en la riqueza acumulada. No obstante, se observó una disimilitud promedio del 47% entre sitios, explicada equitativamente por recam-

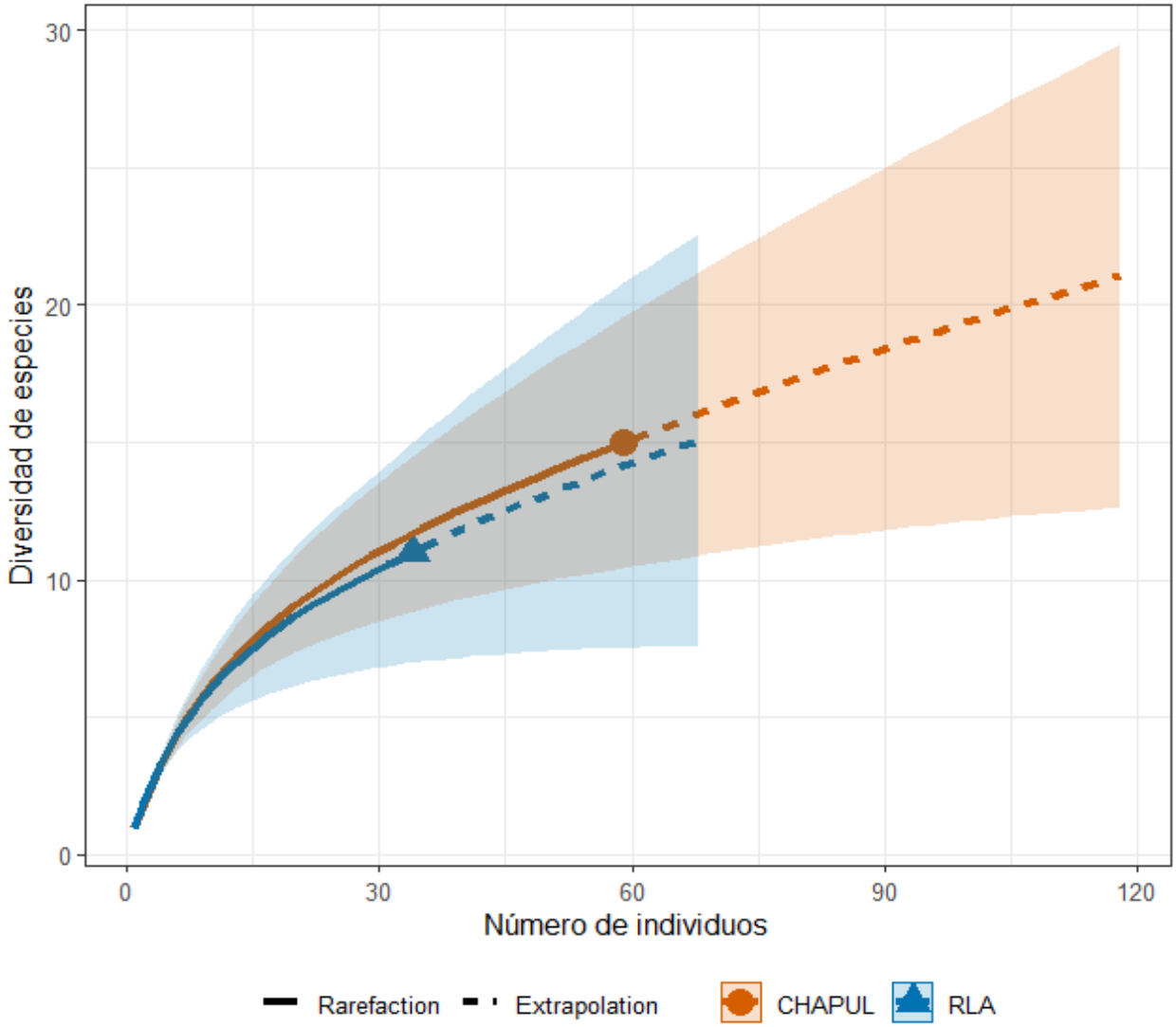

Figura 5. Curva de rarefacción en los sitios de muestreo: Rancho Ganadero Los Ángeles (RGLA) y Ejido Chapultepec, sureste de Coahuila, México.

bio de especies (23.5%) y diferencias en riqueza (23.5%). Este patrón, consistente a lo largo de la temporada de actividad de los murciélagos, sugiere una influencia moderada de la heterogeneidad del hábitat y del uso de suelo sobre la estructura comunitaria. En particular, el Ejido Chapultepec albergó una comunidad más diversa y funcionalmente compleja durante los muestreos, mientras que RGLA presentó ensamblajes temporalmente estables pero simplificados dominados por especies generalistas que exhiben alta tolerancia a condiciones ambientales variables. Tres especies bajo categoría de protección (NOM-059-SEMARNAT-2010) fueron registradas: *Euderma maculatum* (en ambos sitios), *Myotis planiceps* y *Choeronycteris mexicana* (en el Ejido Chapultepec). Cabe destacar que *M. planiceps* es endémica de México y globalmente amenazada bajo la categoría de En Peligro según la UICN (Ceballos y Oliva, 2005; Arroyo-Cabrales y Ospina-Garces, 2016), lo que refuerza la importancia del área como refugio funcional y corredor biológico para táxones de interés en conservación.

Estructura de redes y patrones de infestación

Las redes hospedero–parásito difirieron notablemente entre sitios (Figura 6). En el Ejido Chapultepec, la conectancia fue de 0.66, con 8 interacciones observadas de 60 potenciales (13.3%), mientras que en RGLA fue de 0.09, con 1 de 11 potenciales (9.1%). El índice de especialización (H2') fue 0.83 en el Ejido Chapultepec, indicando alta especificidad y posibles coadaptaciones evolutivas; en RGLA no fue posible calcularlo por el tamaño reducido de la red, reflejando un ensamblaje empobrecido y simplificado.

La prevalencia general de infestación fue del 23%, con *Myodopsylla* sp. como ectoparásito más abundante (26%), seguido de *Trichobius* sp. (23%) (Figura 6). *Myotis thysanodes* y *M. planiceps* fueron los principales hospederos de *Myodopsylla* sp., mientras que *C. townsendii* se asoció preferentemente con *Trichobius* sp. La intensidad media de infestación fue de 1.13 ectoparásitos/hospedero para *M. planiceps* y *M. thysanodes*, y de 1.0 para *C. townsendii*, lo que sugiere una dependencia ecológica de los ectoparásitos estrecha modulada por las condiciones microambientales del refugio, el comportamiento social y la estructura del ensamblaje local.

DISCUSIÓN

Riqueza y abundancia de murciélagos

La comunidad de murciélagos registrada (16 especies y tres familias) refleja un patrón característico de los ecosistemas semiáridos del norte de México, dominado por el gremio de los insectívoros de las familias Vespertilionidae y Molossidae. La estructura trófica —insectívora, nectarívora y frugívora— sugiere una comunidad funcionalmente diversa y potencialmente resiliente ante fluctuaciones ambientales. No obstante, la baja representación de Phyllostomidae indica una limitada conectividad con ambientes más húmedos y una influencia antrópica sobre la disponibilidad de refugios y recursos florales. Este patrón coincide con lo reportado por Mac Swiney-González *et al.* (2020), quienes documentaron comunidades dominadas por insectívoros especializados en microhábitats secos y dependientes de la disponibilidad temporal de insectos.

La mayor riqueza de murciélagos en el Ejido Chapultepec (14 especies) respecto al RGLA (11 especies) refleja la influencia de la heterogeneidad del hábitat sobre la diversidad, como señalan Grimshaw y Higgins (2017). Las áreas boscosas del Ejido Chapultepec ofrecen microclimas estables y refugios abundantes, mientras que el paisaje perturbado del RGLA alberga un ensamble simplificado, dominado por especies generalistas. La disimilitud beta (47%) indica que la mitad de la diferencia entre sitios se debe al recambio de especies y la otra mitad a pérdida de riqueza, patrón típico de gradientes de disturbio.

El predominio de Vespertilionidae (71%) y la escasa representación de Phyllostomidae (6%) refuerzan la influencia del gradiente climático y la disponibilidad de recursos tróficos sobre la composición de la comunidad. Los filostómidos se restringen a hábitats más productivos, mientras que los vespertiliónidos —como *M. thysanodes*, *M. planiceps* y *C. townsendii*— se adaptan a refugios rocosos o antrópicos, tolerando condiciones áridas. Esta flexibilidad ecológica explica su dominio y relevancia como hospederos clave dentro de las redes hospedero–parásito.

Estructura de ectoparásitos y relaciones hospedero–parásito

La prevalencia general de infestación (23%) y la intensidad media (1.0–1.13 ectoparásitos/hospedero) son comparables con los valores reportados

por Nájera-Cortázar *et al.* (2023), quienes señalaron que múltiples linajes crípticos pueden coexistir dentro de un mismo morfotipo, subestimando la diversidad real. La coexistencia de ectoparásitos hematófagos y detritívoros evidencia una red ecológica compleja que integra interacciones tróficas y de refugio, similar a lo descrito por Ritzi (2014) para el Desierto de Chihuahua.

En el Ejido Chapultepec, la red hospedero–parásito mostró alta especialización (H2'= 0.83), con asociaciones preferenciales entre *C. townsendii* y *Trichobius* sp., así como entre *Myotis* spp. y *Myodopsylla* o *Spinturnix*, replicando patrones de coevolución hospedero–parásitos descritos por Dick y Patterson (2006). En contraste, la baja conectancia en RGLA (0.09) sugiere pérdida de vín-

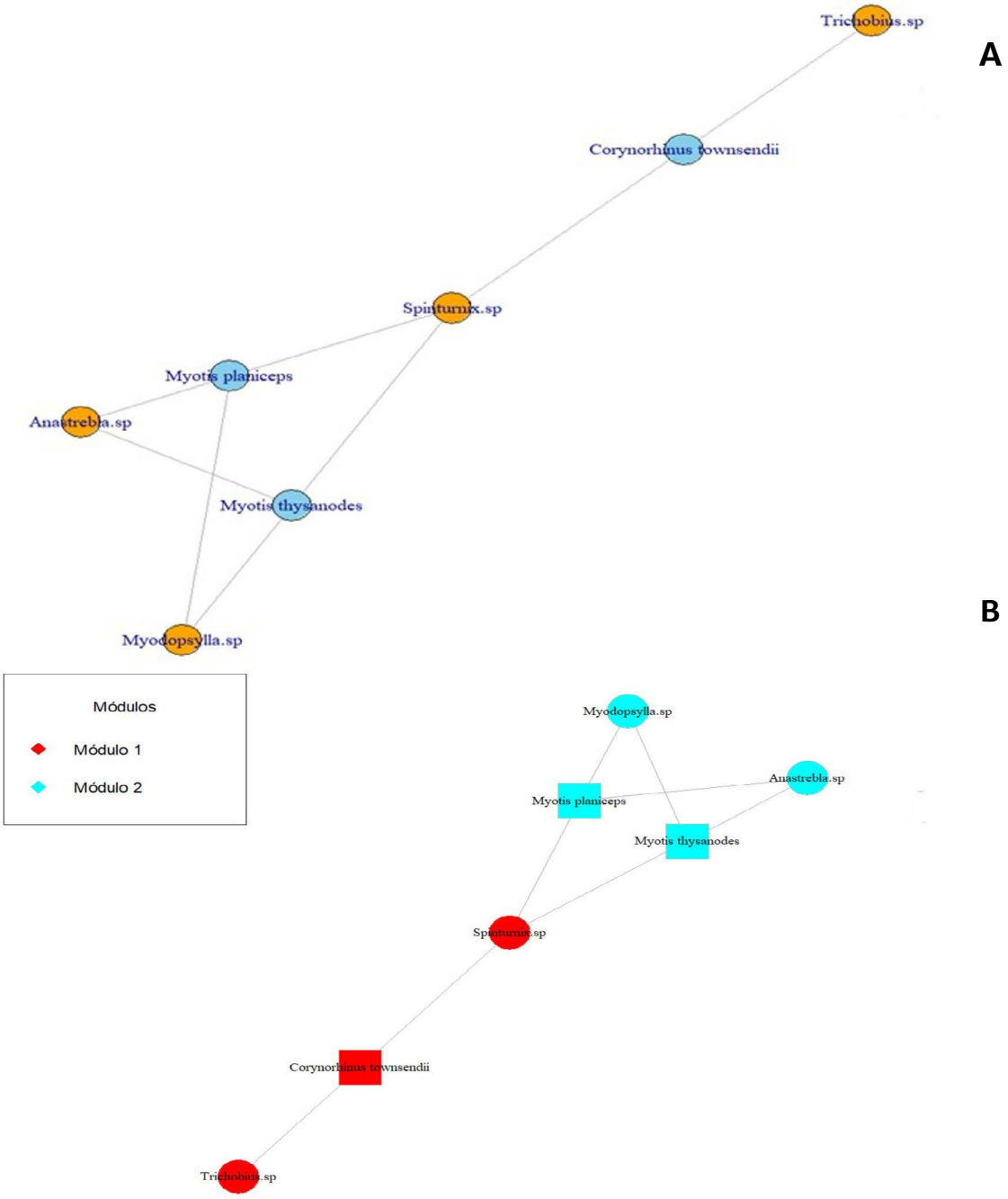

Figura 6. Red de interacción bipartita (A) murciélago-ectoparásito y módulos generados (B) entre murciélagos-ectoparásitos (modulo 1, género de ectoparásitos; modulo 2, especies hospederas de murciélagos).

culos simbióticos, posiblemente derivada de la fragmentación y de la disminución de hospederos especializados.

Comparación entre regiones semiáridas y tropicales

Los ecosistemas tropicales presentan mayor riqueza y abundancia de ectoparásitos debido a la estabilidad microambiental y a la alta densidad de hospederos filostómidos (Camilotti *et al.*, 2010). Sin embargo, la elevada especialización de los ectoparásitos observada en el Ejido Chapultepec demuestra que los ambientes semiáridos también sostienen asociaciones estrechas, aunque con menor número de especies. Este patrón —baja conectancia y alta especialización— coincide con lo propuesto por Patterson *et al.* (2007), quienes argumentan que la aridez promueve redes menos densas, pero más estructuradas filogenéticamente.

Los valores de prevalencia (23%) son consistentes con lo reportado por Pérez-Torres *et al.* (2021) para el trópico seco colombiano, donde las cargas parasitarias son moderadas por la oscilación térmica y la intermitencia de refugios. En contraste, en regiones húmedas del sureste mexicano se han documentado prevalencias de 40–60% (Tlapaya-Romero *et al.*, 2015), lo que refuerza que la aridez y la disponibilidad de refugios limitan la persistencia de ectoparásitos. Este gradiente climático también explica la simplificación observada en el RGLA, donde la baja cobertura vegetal reduce los contactos hospedero–parásito.

Patrones de especialización y coadaptación

La estructura específica del Ejido Chapultepec (H2'= 0.83; 13.3% de interacciones posibles) indica coadaptaciones entre murciélagos y ectoparásitos derivadas de una historia evolutiva compartida, un patrón común en sistemas Myotis–Spinturnix (Christe *et al.*, 2000). Los ácaros Spinturnicidae habitan permanentemente en las membranas alares, dependen de la fisiología del hospedero y poseen baja capacidad de dispersión, promoviendo coevolución especie-específica. La reducción de hospedadores especializados en RGLA podría explicar la ausencia de ciertas asociaciones, evidenciando una simplificación ecológica inducida por disturbio.

La dominancia de *Myodopsylla* (26%) refleja su tolerancia a bajas humedades y temperaturas variables (Smith, 1981), favoreciendo su prevalencia en ambientes áridos y en murciélagos que utilizan refugios expuestos. Por el contrario, *Trichobius* sp. requiere microclimas más estables, coincidiendo con su asociación a *C. townsendii* en cavidades húmedas. Estos resultados apoyan la hipótesis de que la microclimatología del refugio determina la composición parasitaria (Nájera-Cortázar *et al.*, 2023).

Implicaciones ecológicas y de conservación

Tres especies registradas se encuentran bajo protección (NOM-059-SEMARNAT-2010): *Euderma maculatum*, *Myotis planiceps* y *Choeronycteris mexicana*. Su presencia resalta el papel del Ejido Chapultepec como refugio funcional y corredor biológico. Estas especies cumplen roles ecológicos clave, como control de insectos o polinizador, además de ser hospedero de ectoparásitos especializados, contribuyendo a la estabilidad de la red simbiótica. La pérdida de estos hospederos podría desencadenar colapsos locales en las interacciones ecológicas, reduciendo la diversidad funcional y la resiliencia del sistema, como advierten Ramírez-Martínez y Tlapaya-Romero (2023).

A nivel regional, la conservación de refugios naturales (cuevas, troncos huecos, construcciones abandonadas) es esencial para mantener la conectividad ecológica de murciélagos y ectoparásitos. La baja conectancia y riqueza de interacciones en el RGLA reflejan un ensamble empobrecido, similar al descrito por Mac Swiney-González *et al.* (2020) en agroecosistemas intensivos, donde la homogeneización ambiental reduce la diversidad trófica y simbiótica.

La integración de métricas ecológicas y parasitológicas permite comprender cómo la estructura del paisaje influye simultáneamente en la riqueza de especies y en las redes de interacción. El uso de aproximaciones moleculares, como propone Nájera-Cortázar *et al.* (2023), podría revelar linajes crípticos de ectoparásitos y mejorar la estimación de la diversidad filogenética, aportando al entendimiento de los procesos coevolutivos en regiones áridas. Ante el cambio climático, estas aproximaciones son esenciales para predecir alteraciones en la fenología de los hospedadores y en la dinámica estacional de los parásitos, factores determinantes para la estabilidad de las redes ecológicas.

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Este estudio constituye uno de los primeros registros documentados de interacciones murciélago–ectoparásito en el estado de Coahuila, aportando información novedosa para una región donde este tipo de investigaciones ha sido escasa o nula. En conjunto, los patrones registrados en este estudio —alta diversidad de vespertiliónidos, asociaciones hospedero–parásito específicas, y mayor complejidad en el Ejido Chapultepec que en RGLA— confirman que los paisajes semiáridos del norte de México pueden mantener comunidades de murciélagos y ectoparásitos ecológicamente estructuradas, aunque con menor redundancia funcional que las tropicales. La combinación de heterogeneidad del hábitat, conectividad y disponibilidad de refugios emerge como el principal determinante de la riqueza y especialización simbiótica. En consecuencia, los esfuerzos de conservación en estos ecosistemas deben considerar no sólo la preservación de las especies de murciélagos, sino también la integridad de sus interacciones ecológicas y sus hábitats de refugio, elementos clave para mantener la funcionalidad de los ecosistemas áridos y templados del norte de México.

Los resultados obtenidos evidencian la importancia de ampliar el conocimiento sobre las asociaciones hospedero–parásito en el noreste del país, contribuyendo al entendimiento de los patrones biogeográficos y ecológicos de las comunidades de murciélagos. Asimismo, los datos generados proporcionan una línea base para futuros estudios enfocados en la dinámica poblacional, la estructura de comunidades parasitarias y los posibles efectos de factores ambientales sobre estas interacciones. La identificación de nuevas asociaciones y registros estatales refuerza la necesidad de continuar con el monitoreo y caracterización de las relaciones ecológicas locales, lo cual es fundamental para evaluar la integridad y vulnerabilidad de los ecosistemas áridos y semiáridos del norte de México.

Agradecimientos

A Ricardo Vásquez Aldape, Pedro Carrillo López y a todo el personal a cargo del Rancho Ganadero Los Ángeles pro el apoyo logístico y las facilidades otorgadas. A los Fondos Institucionales de Investigación para el proyecto 38111- 425104001-2178 de la Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro.

LITERATURA CITADA

Álvarez-Castañeda, S.T., T. Álvarez y N. González-Ruiz. 2015. *Guía para la identificación de los murciélagos de México*. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C., Asociación Mexicana de Mastozoología. México.

Arriaga-Flores, J.C., A. Moreno-Valdez, I. Castro-Arellano, E.R. Rodríguez-Ruiz, A. Rodríguez-Moreno y C.S. Venegas-Barrera. 2024. Murciélagos. Pp. 546-557, *en: La biodiversidad en Tamaulipas. Estudio de Estado. Vol. II*. CONABIO, México.

Arroyo-Cabrales, J. y S. Ospina-Garces. 2016. *Myotis planiceps*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T14191A22066742. https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T14191A22066742.en. Accessed on 29 November 2025.

Ávila-Flores, R. y R.A. Medellín. 2004. Ecological, taxonomic, and physiological correlates of cave use by Mexican bats. *Journal of Mammalogy*, 85:675–687. https://doi.org/10.1644/BOS-127

Baselga, A. 2010. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, 19: 134–143. https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2009.00490.x

Beltrán, R. y A. Traveset. 2018. Redes de interacción entre flores e himenópteros en dos comunidades costeras. Efectos de la pérdida de hábitat. *Ecosistemas*, 27:102-114. https://doi.org/10.7818/ECOS.1409

Berry, N., W. O'Connor, M.W. Holderied y G. Jones. 2004. Detection and avoidance of harp traps by echolocating bats. *Acta Chiropterologica*, 6:335-346.

Bezerra, R.H.S., P.F. de Vasconcelos y A. Bocchiglieri. 2016. Ectoparasites of bats (Mammalia: Chiroptera) in Atlantic forest fragments in north-eastern Brazil. *Parasitology Research*, 115:3759-3765.

Blüthgen, N., J. Fründ, D.P. Vázquez y F. Menzel. 2008a. What do interaction network metrics tell us about specialization and biological traits? *Ecology*, 89:3387-99. https://doi.org/10.1890/07-2121.1

Blüthgen, N., F. Menzel y N. Blüthgen. 2008b. Measuring specialization in species interaction networks. BMC *Ecology*, 6:9. https://doi.org/10.1186/1472-6785-6-9

Brändel, S.D., T. Hiller, T.K. Halczok, G. Kerth, R.A. Page y M. Tschapka. 2020. Consequences of fragmentation for Neotropical bats: the importance of the matrix. *Biological Conservation*, 252:108792. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108792

Budria, A. y U. Candolin. 2014. How does human-induced environmental change influence host-parasite interactions? *Parasitology*, 141:462-474.

Bush, A.O., K.D. Lafferty, J.M. Lotz y A.W. Shostak. 1997. Parasitology meets ecology on its own terms. *Journal of Parasitology*, 83:575-583.

Camilotti, V., G. Graciolli, M. Weber, J. Arruda y N. Cáceres. 2010. Bat flies from the deciduous Atlantic Forest in southern Brazil: Host-parasite relationships and parasitism rates. *Acta Parasitologica*, 55:194-200. https://doi.org/10.2478/s11686-010-0026-2

Carlier, J., J. Moran, T. Aughney y N. Roche. 2019. Effects of greenway development on functional connectivity for bats. *Global Ecology and Conservation*, 18: e00613. https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00613

Ceballos, G. y J. Arroyo-Cabrales. 2012. Lista actualizada de los mamíferos de México. *Revista Mexicana de Mastozoología*, 2:27-80. https://doi.org/10.22201/ie.20074484e.2012.2.1.20

Chao, A. y L. Jost. 2012. Coverage-based rarefaction and extrapolation: standardizing samples by completeness rather than size. *Ecology*, 93:2533–2547.

Chao, A., K.H. Ma y T.C. Hsieh. 2016. *iNEXT (iNterpolation and EXTrapolation).* Online is the R-based interactive online version of iNEXT available at https://chao.shinyapps.io/iNEXTOnline/ or http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/software_download/

Christe, P., R. Arlettaz y P. Vogel. 2000. Variation in intensity of a parasitic mite (*Spinturnix myoti*) in relation to the reproductive cycle and immunocompetence of its bat host (*Myotis myotis*). *Ecology Letters*, 3:207-2012. https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2000.00142.x

Cumming, G., F. Fidler y D.L. Vaux. 2007. Error bars in experimental biology. *The Journal of Cell Biology*, 177:7-11. https://doi.org/10.1083/jcb.200611141

Dick, C.W. y K. Dittmar. 2014. Parasitis bat flies (Diptera: Streblidae and Nycteribiidae): host specificity and potential as vectors. Pp. 131-155, *en: Bats* (Chiroptera) *as Vectors of Diseases and Parasites* (S. Klimpel y H. Mehlhorn, Eds.), Springer, New York, Estados Unidos de América.

Dick, C.W. y B.D. Patterson. 2006. Bat flies: obligate ectoparasites of bats. Pp. 179-194, *en: Micromammals and macroparasites: from evolutionary ecology to management* (Morand, S., B.R. Krasnov y R. Poulin, Eds.), Springer, Tokyo, Japón. https://doi.org/10.1007/978-4-431-36025-4_11

Dormann, C.F., B. Gruber y J. Fründ. 2008. Introducing the bipartite package: analysing ecological networks. *Interaction, R News*, 8:8-11.

Dormann, C.F. y R. Strauß. 2014. A method for detecting modules in quantitative bipartite networks. *Methods in Ecology and Evolution*, 5:90–98. https://doi.org/10.1111/2041-210X.12139

Duffy, A.M., L.F. Lumsden, C.R. Caddle, R.R. Chick y G.R. Newell. 2000. The efficacy of Anabat ultrasonic detectors and harp traps for surveying microchiropterans in southeastern Australia. *Acta Chiropterologica*, 2:127-144.

Encina-Domínguez, J.A., J.A. Villarreal-Quintanilla, E. Estrada-Castillón y O. Rueda-Moreno. 2019. Situación actual de la vegetación de la Sierra de Zapalinamé, Coahuila, México. *Botanical Sciences*, 97:630-648.

Espinosa-Martínez, D.V., J. Arroyo-Cabrales, C.A. Ríos-Muñoz, R.A. Medellín y L. León-Paniagua. 2018. Murciélagos. Pp. 431-439, *en: La biodiversidad en Coahuila. Estudio de Estado, Vol. II.* CONABIO-Gobierno del Estado de Coahuila de Zaragoza, México.

Estrella, E., J.M. Pech-Canché, S.F. Hernández-Betancourt, D.L. López-Castillo y C.E. Moreno. 2014. Diversidad de murciélagos (Chiroptera: Mammalia) en dos zonas arqueológicas de Yucatán, México. *Acta Zoológica Mexicana* (n.s.), 30:188-200.

Finnemore, M. y P.W. Richardson. 2004. Catching bats. Pp. 41-48, *en: Bat Workers' Manual* (Mitchell-Jones, A.J. y A.P. Mcleish, Eds.), 3rd ed., Joint Nature Conservation Committee, Peterborough.

González-Aldaco, S.X. 2017. Geografía, división territorial y fisiográfica. Pp. 33-34, *en: La biodiversidad en Coahuila. Estudio de estado, Vol. I.* CONABIO-Gobierno del Estado de Coahuila de Zaragoza, México.

Grimshaw, J.R. y C.L. Higgins. 2017. Environmental correlates of phylogenetic structure in Mexican bat communities. *Journal of Mammalogy,* 98:1657-1666. https://doi.org/10.1093/jmammal/gyx101

Hopkins, G.H. y M. Rothschild. 1956. *An illustrated catalogue of Rothschild collection of fleas* (Siphonaptera) *in the British Museum* (*Natural History*). Vol. II. Cotopsyllidae, Vermipsyllidae, Stephanocircidae, Ischnopsyllidae, Hypsophthalmidae and Xiphiopsyllidae. British Museum (NH), London.

Jones, G., D.S. Jacobs, T.H. Kunz, M.R. Willig y P.A. Racey. 2009. Carpe noctem: the importance of bats as bioindicators. *Endangered Species Research*, 8:93-115.

Juanes-Márquez, S., J.A. Encina-Domínguez, P. Álvarez-Vázquez, E.A. Lara-Reimers, N. Camposeco-Montejo y J.I. García-López. 2023. Characterization of the seed bank of a grassly in southeastern Coahuila. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 14:97-107. https://doi.org/10.29312/remexca.v14i1.3386

Jung, K., E.K.V. Kalko y O. von Helversen. 2006. Echolocation calls in Central American emballonurid bats: signal design and call frequency alternation. *Journal of Zoology*, 272:125-137.

Jung, K., J. Molinari y E.K.V. Kalko. 2014. Driving factors for the evolution of species-specific echolocation call design in New World free-tailed bats (Molossidae). *PLoS One*, 9:1-9.

Kunz, T.H. y L.F. Lumsden. 2003. Ecology of cavity and foliage roosting bats. Pp. 3-89, *en: Bat ecology.* (Kunz, T.H. y M.B. Fenton, eds.).The University of Chicago Press. Chicago, Estados Unidos de América. http://doi.org/10.5281/zenodo.4655329

Kunz, T.H. y S. Parsons. 2009. Ecological and behavioral methods for the study of bats. Johns Hopkins University Press, Baltimore, Estados Unidos de América.

Kunz, T.H., E. Braun de Torrez, D. Bauer, T. Lobova y T.H. Fleming. 2011. Ecosystem services provided by bats. Annals of the New York Academy of Sciences, 1223:1-38. https://doi.org/10.1111/j.1749-6632.2011.06004.x

Liévano-Romero, K.S., M.E. Rodríguez-Posada y J.A. Cortés-Vecino. 2019. Nuevos registros de ectoparásitos de murciélagos en sabanas inundables de la Orinoquía colombiana. *Mastozoología Neotropical*, 26:377-389.

Mac Swiney-González, M.C., F.M. Clarke y P.A. Racey. 2008. What you see is not what you get: the role of ultrasonic detectors in increasing inventory completeness in Neotropical bat assemblages. *Journal of Applied Ecology,* 45:1364–1371. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01531.x

Mac Swiney-González, M.C., R. Ávila-Flores y J.M. Pech-Canché. 2020. Richness and activity of anthropodophagus bats in an arid landscape of central Mexico. *Therya*, 11:23-31. https://doi.org/10.12933/therya-20-900

McGarigal, K., S. Tagil y S.A. Cushman. 2009. Surface metrics: an alternative to patch metrics for the quantification of landscape structure. *Landscape Ecology*, 24:433–450. https://doi.org/10.1007/s10980-009-9327-y

Medellín, R.A., H. Arita y O. Sánchez. 2008. *Identificación de los murciélagos de México, clave de campo*. 2ª ed., Instituto de Ecología, UNAM. México.

Nájera-Cortázar, L.A., A. Keen, T. Kitching, D. Stokes y S.J. Goodman. 2023. Phylogenetic analyses reveal bat communities in northwestern Mexico harbor a high diversity of novel cryptic ectoparasite species. *Ecology and Evolution*, 13: e9645. https://doi.org/10.1002/ece3.9645

Olivera-Triste, M.A., J.E. Ramírez-Albores y J.A. Encina-Domínguez. 2024. Murciélagos del sureste de Coahuila. *Therya ixmana*, 4:39-40.

Orta-Pineda, G., V.M. Rodríguez-Valencia, O. Rico-Chávez, D.F. Zamora-Bárcenas, A. Rodríguez-Moreno, G. Montiel-Parra, M. Arenas-Montaño, F.A. Galindo-Maldonado, G. Suzán-Azpiri y R. Ojeda-Flores. 2020. Composición de comunidades y filoespecificidad de ectoparásitos de murciélagos en paisajes agropecuarios de Veracruz, México. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios*, 7:e2059. https://doi.org/10.19136/era.a7n1.2059

Patterson, B.D., C.W. Dick y K. Dittmar. 2007. Roosting habits of bats affect their parasitism by bat flies (Diptera: Streblidae). *Journal of Tropical Ecology*, 23:177-189. https://doi.org/10.1017/S0266467406003816

Pech-Canche, J.M., E. Estrella, D.L. López-Castillo, S.F. Hernández-Betancourt y C.E. Moreno. 2011. Complementarity y efficiency of bat capture methods in a lowly tropical dry forest of Yucatán, Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 82:896-903.

Pech-Canché, J.M., P.D. Coria-Villegas, I.A. Chamorro-Florescano, J.L. Alanís-Méndez y M.A. Lozano-Rodríguez. 2018. Lunar phobia in phyllostomid bats at La Ceiba, Tuxpan, Veracruz. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios*, 5:165-170. https://doi.org/10.19136/era.a5n13.1033

Pilosof, S., C.W. Dick, C. Korine, B.D. Patterson y B.R. Krasnov. 2012. Effects of anthropogenic disturbance and climate on patterns of bat fly parasitism. *PLoS One*, 7:e41487. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0041487

R Core Team. 2021. *R: A Language and Environment for Statistical Computing.* R Foundation for Statistical Computing: Vienna, Austria.

Ramírez-Martínez, M.M. y L. Tlapaya-Romero. 2023. Association of bat flies (Diptera: Streblidae) and bats: Richness and host specificity in Western Mexico. *International Journal of Parasitology: Parasites and Wildlife*, 21:160-167. https://doi.org/10.1016/j.ijppaw.2023.05.001

Ramírez-Pulido, J., N. González-Ruiz, A.L. Gardner y J. Arroyo-Cabrales. 2014. *List of recent land mammals of Mexico, 2014*. Special Publications of the Museum of Texas Tech University No. 63, Texas Tech University, Lubbock, TX.

Reyes-Novelo, E. y A.D. Cuxim-Koyoc. 2020. Moscas ectoparásitas de murciélagos: ¿Qué sabemos? *Bioagrociencias*, 13:20-27.

Ritzi, C.M. 2014. A review of mammalian ectoparasites from the northern Chihuahuan Desert. Pp. 151-184, *en: Proceedings of the Sixth Symposium on the Natural Resources of the Chihuahuan Desert Region.* The Chihuahuan Desert Research Institute. Fort Davis, Texas, Estados Unidos de América.

Safi, J., B. König y G. Kerth. 2007. Sex differences in population genetics, home range size and habitat use of the parti-colored bat (Vespertilio murinus, Linnaeus 1758) in Switzerland and their consequences for conservation. *Biological Conservation*, 137:28-36. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.01.011

Salceda-Sánchez, B. 2004. Clave para la identificación de adultos de las especies de pulgas (Insecta: Siphonaptera) comunes y de mayor importancia médica en México. *Folia Entomológica Mexicana*, 43:27-41.

SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2019. *Modificación del anexo normativo III, Lista de especies en riesgo de la 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.* publicada el 30 de diciembre de 2010. SEMARNAT. Diario Oficial de la Federación. México. Available from: https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5578808yfecha=14/11/2019

Sikes, R.S. y Animal Care and Use Committee of the American Society of Mammalogists. (2016). Guidelines of the American Society of Mammalogists for the use of wild mammals in research and education. *Journal of Mammalogy*, 97:663–688. https://doi.org/10.1093/jmammal/gyw098

Simmons, N.B. y A.L. Cirranello. 2025. *Bat species of the World: A taxonomic and geographic database*. Version 1.9. Available at: https://batnames.org/

Smith, S.A. 1981. *Studies on the morphology and biology of the bat flea* Myodopsylla insignis (Rothschild) (Siphonaptera: Ischnopsyllidae). Master's thesis, Ohio State University. Ohio Electronic Theses and Dissertations Center. Available at: http://rave.ohiolink.edu/etdc/view?acc_num=osu1749571200798627

Tews, J., U. Brose, V. Grimm, K. Teielbörger, M.C. Wichmann, M. Schwager y F. Jeltsch. 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography*, 31:79-92. https://doi.org/10.1046/j.0305-0220.2003.00994.x

Tlapaya-Romero L., A. Horváth, S. Gallina-Tessaro, E.J. Naranjo y B. Gómez. 2015. Prevalencia y abundancia de moscas parasitas asociadas a una comunidad de murciélagos cavernícolas en La Trinitaria, Chiapas, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 86:377-385. https://doi.org/10.1016/j.rmb.2015.04.012

Tlapaya-Romero L., M.M. Ramírez-Martínez, M.C. López-Téllez y A. Martínez-Rojas. 2024. Efecto de la fragmentación sobre la diversidad de murciélagos (Chiroptera) y estréblidos (Diptera: Streblidae) y redes de interacción en Puebla, México. *Mastozoología Neotropical*, 31: e01002. https://doi.org/10.31687/saremMN.24.31.01.13.e1002

Wenzel, R.L. 1976. The streblid batflies of Venezuela (Diptera: Streblidae). *Brigham Young University Science Bulletin, Biological Series*, 20:1-177.

Wilson, D.E., R.A. Medellín, D.V. Lanning y H.T. Arita. 1985. Los murciélagos del Noreste de México, con una lista de especies. *Acta Zoológica Mexicana* (n.s.), 8:1-26. https://doi.org/10.21829/azm.1985.281642