



Programa Institucional
de Maestría en
Ciencias
Biológicas

UNIVERSIDAD MICHOACANA DE SAN NICOLÁS DE HIDALGO

FACULTAD DE BIOLOGÍA

Programa Institucional de Maestría En Ciencias Biológicas

Área temática: Ecología y Conservación

“Evaluación del efecto de la modificación del hábitat en la diversidad de murciélagos en la Reserva de la Biosfera Zicuirán-Infiernillo”

Proyecto de tesis que presenta:

Biól. Kevin Josafat Ayuso Carrillo

Como requisito para obtener el grado de

Maestro en Ciencias Biológicas.

Director de tesis:

Dr. Alejandro Salinas Melgoza

Morelia, Michoacán, febrero del 2025.



Declaración de originalidad

El presente documento es producto del trabajo original de investigación de Kevin Josafat Ayuso Carrillo, estudiante del Programa Institucional de Maestría en Ciencias Biológicas y respetando siempre los más altos estándares éticos solicitados por la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.

Todos los datos de la investigación reportada en el presente documento de tesis (excepto los indicados explícitamente en el texto), fueron obtenidos por Kevin Josafat Ayuso Carrillo durante el periodo que fue estudiante de la Maestría en Ciencias Biológicas, bajo la Dirección de la Dr. Alejandro Salinas Melgoza.

Morelia, Mich., a 18 de febrero de 2025.



Biol. Kevin Josafat Ayuso Carrillo



Dr. Alejandro Salinas Melgoza

Programa Institucional de Maestría en Ciencias Biológicas, UMSNH

AGRADECIMIENTOS

A todos aquellos que hicieron Morelia mi hogar y la Michoacana mi segunda casa.

A Milca, Lili, Carlos, Alex y Paty, mi generación de maestría con los que compartíamos penas, logros y preocupaciones cada semestre.

A mis compañeros de laboratorio de Vida Silvestre que me hicieron sentir pleno, que hicieron el ambiente de trabajo muy saludable y que no dejaron que comiera solo.

A Juan, Erick, Rebeca, Natalia, Edén, Danya e Hirepan que fueron mis compañeros en las salidas de campo, con los que pude quejarme de las adversidades y hacer posible este proyecto de tesis.

A Nacho y su familia, a la comunidad de San Francisco por soportar y darnos techo tan lejos de la ciudad. A Elías y su familia por permitirnos tener un lugar seguro al cual regresar tras una madrugada en el cerro.

A mi comité sinodal que cada semestre tuvo la paciencia de corregirme y guiarme.

Al Dr. Alejandro, mi asesor que agradezco darme la oportunidad desde el verano Delfín para vivir esta travesía.

A mi hermano que siempre estuvo conmigo y a mi madre que siempre estará conmigo.

A todos los que alguna vez se preocuparon por mi bienestar.

ÍNDICE

RESUMEN.....	1
ABSTRACT	1
INTRODUCCIÓN.....	3
Modificación del hábitat y su efecto en la biodiversidad	3
Los murciélagos como grupo candidato para el estudio del impacto de la modificación del hábitat en la biodiversidad	4
Mecanismos funcionales mediando la diversidad de murciélagos	4
ANTECEDENTES	7
Patrones de diversidad de murciélagos debido a la modificación.....	7
Diversidad de la comunidad de murciélagos entre sitios con diferentes grados de.....	8
Disponibilidad de recursos alimenticios afectando el forrajeo de murciélagos	9
HIPÓTESIS	11
OBJETIVO GENERAL	12
OBJETIVOS PARTICULARES	12
MATERIALES Y MÉTODOS.....	13
Sitio de estudio.....	13
Caracterización física de los sitios	14
Disponibilidad de recurso alimenticio	16
Registro acústico de murciélagos	17
Identificación de especies de murciélagos	17
Análisis de datos	18
Análisis estadísticos.....	19
RESULTADOS.....	21
Disponibilidad de recursos alimenticios	21
Riqueza y abundancia relativa.....	23
Análisis estacional	28
Composición de la comunidad de murciélagos del bosque tropical seco de Zicuirán.....	33
Componentes de diversidad de la comunidad de murciélagos.....	34
DISCUSIÓN.....	36
LITERATURA CITADA.	40
ANEXOS	51

ÍNDICE DE FIGURAS.

Figura 1 Mapa de la Reserva de la Biosfera Zicuirán-Infiernillo, Michoacán.	13
Figura 2 Gráfico de las características físicas de los sitios.	16
Figura 3 . Gráfica de cajas y bigotes de la disponibilidad de recursos por tipo de vegetación	22
Figura 4 Gráfica de cajas y bigotes de la disponibilidad de recursos por estación.	23
Figura 6 Curvas de rarefacción de especies de murciélagos para los tipos de vegetación.	24
Figura 7 Curvas de rarefacción de especies de murciélagos por carga alar por tipo de vegetación.	25
Figura 8 Curvas de rarefacción de especies de murciélagos por gremio alimenticio por tipo de vegetación.	26
Figura 9 Curvas rango-abundancia de especies de murciélagos de manera anual por tipo de vegetación	27
Figura 10 Curvas de rango abundancia de especies de murciélagos por carga alar por tipo de vegetación.	27
Figura 11 Curvas rango-abundancia de especies de murciélagos por gremio alimenticio por tipo de vegetación	28
Figura 12 Curvas de rarefacción de especies de murciélagos encontradas por estación.	29
Figura 13 Curvas de rarefacción de especies de murciélagos por carga alar por estación.	30
Figura 14 Curva de rarefacción de especies de murciélagos por gremio alimenticio por estación.	31
Figura 15 Curvas rango-abundancia de especies de murciélagos por estación.	32
Figura 16 Curvas de rango abundancia de especies de murciélagos por carga alar por estación.	32
Figura 17 Curvas rango-abundancia de especies de murciélagos por gremio alimenticio por estación.	33
Figura 18 Gráfica de números de diversidad de Hill por tipo de vegetación.	35
Figura 19 Gráfica de números de diversidad de Hill por estación	35

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1 Resultados de Análisis de Componentes Principales sobre las variables de vegetación.	15
Tabla 2 Listado taxonómico de especies registradas en la RBZI.....	51

RESUMEN

La modificación de la estructura de la vegetación, como es, el porcentaje en la cobertura vegetal, y la composición de especies vegetales, puede modificar no solo las condiciones ambientales en los sitios que habitan las especies, también altera la disponibilidad de recursos en esos sitios. Los murciélagos son usados como grupo para la evaluación de la perturbación de un sitio debido a su capacidad de dispersión y sus diferentes tipos de forrajeo, y que los hacen tolerantes a las modificaciones en el hábitat. El objetivo de este estudio fue comparar la respuesta de la comunidad de murciélagos ante la modificación de hábitats en la Reserva de la Biósfera de Zicuirán-Infiernillo, contrastando zonas modificadas con sitios conservados. Se caracterizó la estructura de la vegetación de los sitios dividiéndolos por el tipo de vegetación, en la que la cobertura menor al 20 % se denominaron de vegetación abierta, correspondiente a sitios modificados, mientras que los sitios en los que la cobertura fue mayor a 80% se clasificó como de vegetación cerrada, correspondiente a sitios conservados. Se midió la disponibilidad de recursos usando índices de fructificación, índices de floración y la biomasa de artrópodos. Se utilizaron grabadoras autónomas ultrasónicas para obtener la riqueza y abundancia de murciélagos, para posteriormente obtener índices de diversidad. Se realizaron análisis de la comunidad de murciélagos por tipo de vegetación, por estación y por grupos funcionales siendo por carga alar: alta y baja, así como por gremio alimenticio: consumidores de artrópodos y consumidores de recursos vegetales. Se registró un total de 34 especies, de 19 géneros y 7 familias. No se obtuvieron diferencias significativas entre la comunidad de murciélagos entre tipos de vegetación mientras que se obtuvo diferencias entre las comunidades de murciélagos por carga alar alta entre estaciones y por consumidores de recursos vegetales por estación.

Palabras clave: Bosque Tropical seco, cobertura vegetal, carga alar, estación, vegetación.

ABSTRACT

The modification of the forest structure, such as the percentage of vegetation coverage, and the composition of plant species, can modify not only the environmental conditions in the sites where the species inhabit, it also changes the availability of resources in those sites. Bats are used as a group for the evaluation of the disturbance of a site due to their dispersal capacity and their different types of foraging, which make them tolerant to modifications in the habitat. The aim of this study was comparing the response of the bat community to habitat modification in the Zicuirán-Infiernillo Biosphere Reserve, contrasting modified areas with conserved sites. The vegetation structure of the sites was characterized by dividing them by the type of vegetation, in which coverage of less than 20% was called open vegetation, corresponding to modified sites, while sites in which coverage was greater than 80% were classified as closed vegetation, corresponding to conserved sites. Resource availability was measured using fruiting rates, flowering rates, and arthropod biomass. Autonomous ultrasonic recorders were used to obtain the richness and abundance of bats, to subsequently obtain diversity indices. Analysis of the bat community was made out by type of vegetation, by season and by functional groups, being by wing load: high and low, as well as by feeding guild: arthropods eaters and plant resources eaters. A total of 34 species were recorded, from 19 genera and 7 families. No significant differences were obtained between the bat community between vegetation types, while differences were obtained between the bat communities by high wing load between seasons and by plant resources eaters per season.

Keywords: Tropical dry forest, vegetal coverage, season, wing loading, vegetation.

INTRODUCCIÓN

Modificación del hábitat y su efecto en la biodiversidad

Se considera que la modificación del hábitat por causas antropogénicas como la pérdida y la fragmentación del hábitat son catalizadores de la pérdida de especies (Fahrig, 2003; Dirzo *et al.*, 2014). Al modificar la estructura de la vegetación se alteran las condiciones presentes, y si bien la modificación puede no ser absoluta, el cambio en las condiciones resulta en el deterioro en la función del ecosistema (Santos, 2006; Otavo y Echeverría, 2017). Parte del proceso de la modificación del hábitat son la destrucción y reducción de la vegetación primaria, la fragmentación y las distintas formas de cambio de uso de suelo como la tala, los cultivos agrícolas y el cambio de las especies vegetales, alterando así las condiciones que inicialmente se tenían (Bennett y Saunders, 2011). Los hábitats modificados se caracterizan por que la cobertura vegetal ha sido removida por diversas causas, resultando en áreas desprovistas de arbolado, cubiertas en su mayoría por herbáceas, arbustivas y especies pioneras resultantes de la sucesión vegetal (González-Medrano, 2003), mientras que los hábitats densos o conservados son áreas que mantienen una estructura de la vegetación característica del arbolado maduro.

La perturbación y degradación del hábitat tiene un impacto en general negativo en la biodiversidad. Aunque los efectos de la degradación del hábitat en diferentes grupos varían en su percepción y en la respuesta que ofrecen, podemos observar los efectos de la modificación del hábitat en la alteración de los patrones de diversidad (Alroy, 2017; Connor y McCoy, 1979). Conforme el porcentaje de vegetación cambia en un hábitat, los patrones de diversidad de las especies asociadas a estos hábitats también cambian (Gurrutxaga-San Vicente y Lozano-Valencia, 2006). Por ejemplo, los hábitats con vegetación abiertos al inducir efectos de selección no aleatorios ocasionan que las especies capaces de sobrevivir a los ecosistemas modificados sean los que persisten o aumentan su densidad en el área, dirigiendo a una dominancia de estas últimas especies; en contraste, los hábitats con cobertura de la vegetación cerrada ofrecen mayor cobertura vegetal, regularmente reflejando una mayor riqueza y equidad (Fontúrbel y Jiménez, 2014; Smart *et al.*, 2006; Echeverría *et al.*, 2007). Conocer el estado de la diversidad en una zona entonces podría reflejarnos el grado de deterioro que puede estar sujeto y de esta forma poder tomar medidas para su conservación.

Los murciélagos como grupo candidato para el estudio del impacto de la modificación del hábitat en la biodiversidad

Distintos grupos de vertebrados son usados para el estudio del impacto de la modificación del hábitat, pudiendo medir el cambio en su presencia y números de las poblaciones ante los cambios en el hábitat (Gascon *et al.*, 1999). Los murciélagos conforman un orden de gran diversidad, siendo este grupo notable por el número de nichos que pueden ocupar, la morfología, el tipo de alimento que consumen y el tipo de refugio que utilizan (Fenton, 2010; Peixoto *et al.*, 2018). Los murciélagos muestran su papel en el ecosistema por los recursos que utilizan y las modificaciones resultantes de sus actividades en el hábitat del cual dependen (Devictor *et al.*, 2010; Kunz *et al.*, 2011).

Los murciélagos han sido usados constantemente como indicadores de la calidad del ecosistema. La disminución de las poblaciones de murciélagos se considera como el reflejo del deterioro en las condiciones de su hábitat (Jones *et al.*, 2009). Su capacidad de vuelo les permite desplazarse en grandes extensiones de área en menor tiempo y con menor gasto energético que organismos que se desplazan por tierra, pudiendo así optimizar la búsqueda de recursos (Fahrig y Merriam, 1985; Cunto y Bernard, 2012; Schulze *et al.*, 2000). De igual manera, la diversificación les permitió especializarse en diferentes requerimientos como los alimentos, pudiéndolos agrupar en gremios tróficos como los frugívoros, nectarívoros, insectívoros, hematófagos. Esto permite la coexistencia de diferentes especies en un mismo hábitat y la riqueza de especies en una zona refleja la variedad de recursos que esta posee (Muyllaert, 2016; Montero y Espinoza, 2002.)

Mecanismos funcionales mediando la diversidad de murciélagos

La asociación de una especie hacia un hábitat está determinada mayoritariamente por sus propiedades intrínsecas. Por ejemplo, la asociación de una especie con un determinado hábitat en murciélagos puede darse por su morfología alar, su sistema de ecolocalización y la forma en la que forrajea, así como los alimentos que consumen (Norberg, 1994; Speakman, 2001). Acorde con esto, Dezingher y Schnitzler (2013) establecen un sistema de clasificación de especies de murciélagos en gremios alimenticios por el tipo de sitio donde forrajea, el tipo de carga alar y el tipo de vocalizaciones que emiten. Ellos generalizaron a especies de vocalizaciones simples y carga alar alta como forrajeadoras de espacios abierta. Estos autores las clasificaron en especies forrajeadoras de aéreas de espacios abiertos, especies forrajeadoras

detectoras de aleteo en borde, especies forrajeadores pescadores de borde. Por otro lado, especies con vocalizaciones complejas y carga alar baja son consideradas como forrajeadores en zonas cerradas. La clasificación de ellas es forrajeadores detectores de aleteo en espacios cerrados, forrajeadores recogedores pasivos en espacio cerrado, forrajeadores recogedores activos en espacios cerrados y forrajeadores cambiantes activo/pasivo en espacio cerrado. La morfología alar de los murciélagos se observa en función de sus necesidades, como a) la velocidad y maniobrabilidad para la captura de una presa y esquivar obstáculos, b) la necesidad de llevar una carga como alimentos o crías y c) de su necesidad para minimizar el gasto energético por distancia recorrida (Tavares, 2013).

Las vocalizaciones en los murciélagos se consideran que se asocian con las necesidades de forrajeo y el tipo de hábitat, lo cual en conjunto determina los métodos de forrajeo de una especie (Cortés-Calva, 2013). Especies forrajeadoras de zonas cerradas, con vocalizaciones complejas, como especies insectívoras que forrajeen en la vegetación, reciben más información y tienden a tener una carga alar baja y una maniobrabilidad mayor. (Obrist, 1995; Norberg y Rayner, 1987; Dezingher y Schnitzler, 2013). Esto facilitaría la búsqueda de presas, así como una mayor movilidad en hábitats complejos como los cerrados con una cobertura densa. Mientras que especies de forrajeo de zonas abiertas, tales como especies insectívoras de zonas abiertas, suelen tener vocalizaciones simples y una carga alar alta. Así mismo, su maniobrabilidad es menor y les resulta menos esfuerzo moverse en grandes extensiones de áreas abiertas como las resultantes tras la modificación del hábitat (Norberg y Rayner, 1987; Gallardo-Galaviz, 2013; Dezingher y Schnitzler, 2013).

Se ha encontrado que el tipo de vegetación puede favorecer la presencia de ciertas especies, asociado con sus propiedades intrínsecas de carga alar, vocalizaciones y tipo de forrajeo. Cuando la modificación del hábitat fomenta hábitats abiertos, se ha visto que se favorecen a especies de carga alar alta y con vocalizaciones simples, mientras que especies de carga alar baja se ven desfavorecidas (Norberg *et al.*, 1993; Fenton, 1994; Humes *et al.*, 1999; Marinello y Bernard, 2014). Esto lo que sugiere es que podemos agrupar a los murciélagos de acuerdo con la asociación que tienen con el hábitat como murciélagos de áreas abiertas y murciélagos de áreas cerradas, y predeciríamos que la presencia preferencial de las especies en un sitio fuera de acuerdo con la asociación del tipo de hábitat correspondiente.

En diversos estudios se ha evaluado la respuesta de diferentes vertebrados para la evaluación del estado del hábitat, especialmente en el Neotrópico en la que las tasas de deforestación y cambios del hábitat se han incrementado en las últimas décadas. Tanto en avifauna como en la mastofauna se ha encontrado de manera general que la abundancia y riqueza del ensamblaje de las especies se relaciona positivamente con la densidad de la cobertura de la vegetación y el estado de conservación en un hábitat (Hernández *et al.*, 2001; Arriaga-Weiss, 2007; Mena y Medellín, 2010; González, 2016).

La Reserva de la Biosfera de Zicuirán-Infiernillo es una zona que ofrece una gran diversidad potencial, al ser objeto de gran interés y a la vez ser poco estudiada. En este trabajo se tiene el objetivo evaluar la respuesta de la comunidad de murciélagos ante hábitats con vegetación nativa y cuando ésta se modifica para crear áreas de vegetación abierta en la Reserva de la Biósfera de Zicuirán-Infiernillo.

ANTECEDENTES

Los patrones de diversidad en general muestran un cambio general ante zonas modificadas, disminuyendo la riqueza y abundancia de las especies y elevando la dominancia. En contraste, en zonas conservadas la riqueza y la abundancia son mayores, mientras que la dominancia de especies es menor, a continuación, se hará mención de estudios que sigan este patrón ante la modificación del hábitat.

Patrones de diversidad de murciélagos debido a la modificación

La estructura de la vegetación en una zona tras ser modificada influye una respuesta de la comunidad murciélagos. Las zonas con gran cobertura de la vegetación ofrecen zonas de perchaje a especies de vuelos cortos, proveyéndoles de refugios y descanso ante la búsqueda de alimentos. De igual manera, las áreas con arbolados maduros en zonas tropicales se componen de una variedad de especies que ofrecen alimento en diferentes temporadas del año (Novoa *et al.*, 2010). Mientras que zonas con poco arbolado con predominancia de plántulas obliga a organismos a recorrer la periferia en busca de elementos para consumo (Mancina *et al.*, 2007). Cuando las condiciones y los recursos han cambiado tras la modificación del hábitat, podemos observar la diferencia en los patrones de diversidad de la comunidad de murciélagos, generalmente observamos una mayor riqueza en zonas conservadas y una mayor dominancia en zonas modificadas.

Las zonas conservadas normalmente se corresponden a zonas cuya cobertura de la vegetación es densa, las cuales tienden a tener una riqueza de especies de murciélagos alta. Muchas veces, existen especies de murciélagos que necesitan de recursos que ofrecen los arbolados maduros, que de otra forma no podrían obtener. Vargas-Espinoza y colaboradores (2008) reportan una riqueza y abundancia de especies significativamente mayor en zonas de bosque maduro con una cobertura vegetal mayor en contraste a zonas de sucesión secundaria propia de zonas abiertas. En cuanto a la dominancia, Reis y Muller (1995) encontraron 15 especies con un total de 242 individuos en zonas de vegetación densa, observando una dominancia menor en comparación a zonas abiertas donde tuvieron 399 individuos de 6 especies. La especie de murciélago que se indicó fue favorecida y dominó ante esta apertura del bosque fue *Artibeus lituratus* con 351 individuos.

La modificación del hábitat que puede resultar en zonas desprovistas de arbolado maduro tiende a disminuir la riqueza de las especies que originalmente se encontraban en una zona conservada. Por ejemplo, el nectarívoro *Leptonycteris nivalis* y el insectívoro *Diclidurus albus* disminuyen su presencia en ambientes modificados (Estrada y Coates-Estrada, 2002). Por el contrario, especies del género *Artibeus* como *A. obscurus* y *A. jamaicensis* responden aumentando la abundancia en sitios perturbados con menor densidad vegetal (Bernard y Fenton, 2007). Este aumento en la abundancia de una especie corresponde a lo encontrado en zonas modificadas, teniendo una dominancia alta de las especies. Un ejemplo de esto es *Carollia brevicauda*, *Carollia perspicillata* y *Platyrrhinus infuscus*, quienes aumentan significativamente sus abundancias con respecto a las demás especies en zonas perturbadas, considerándolas especies dominantes (Mena 2010).

Diversidad de la comunidad de murciélagos entre sitios con diferentes grados de conservación

Diversos autores han encontrado que los murciélagos responden de manera similar ante los cambios en las condiciones del hábitat, modificando la composición de especies respecto a los recursos que ofrecen los sitios en los que se encuentran. Así, es posible encontrar que la riqueza y la abundancia del ensamblaje disminuye conforme el sitio se encuentre con un mayor grado de perturbación, (Reis y Muller, 1995; Shulze *et al.*, 2000; Guillen-Espinoza, 2012). Especies de murciélagos de la familia Phyllostomidae son aquellos que siguen marcadamente este patrón (Gorresen y Willig, 2004).

En México, podemos observar el seguimiento del patrón en la abundancia y dominancia de especies en sistemas modificados por la fragmentación, el establecimiento de cultivos y la remoción de la vegetación por diversas causas (Fenton *et al.*, 1992; Estrada y Coates-Estrada, 2001; García-Estrada *et al.*, 2006; Cuellar *et al.*, 2015). Podemos observar esto con Ismari-Ramírez y colaboradores (2017), quienes evaluaron la comunidad de murciélagos en una zona perturbada en Veracruz, encontrando con una riqueza de 22 especies la dominancia de cuatro especies, siendo *Sturnira parvidens*, *Carollia sowelli*, *Artibeus jamaicensis* y *Glossophaga soricina* las más dominantes en la zona. Esto coincidió con Oporto y colaboradores en el 2015 que evaluaron la composición de murciélagos frugívoros en bosques secundarios de Tabasco;

ellos encontrando una dominancia de las especies *Carollia sowelli*, *Artibeus jamaicensis*, *Glossophaga soricina* además de *A. lituratus* y *S. lillium*.

Disponibilidad de recursos alimenticios afectando el forrajeo de murciélagos

La forma en la que los murciélagos realizan el forrajeo puede verse afectado por diversos factores propios del individuo como su morfología, su tamaño, el estado de salud y la dieta, mientras que la disponibilidad espacial y temporal de los recursos alimenticios se considera uno de los más importantes (Loayza *et al.*, 2006). Así, se menciona que la cantidad y variedad de recursos puede influir al ensamblaje de especies de murciélagos, esperando encontrar en sitios con una menor variedad y cantidad de recursos una mayor abundancia y riqueza de especies de murciélagos. Esta fluctuación de recursos puede tener implicaciones en la eficiencia de forrajeo de los individuos ya que la variedad de recursos en un sitio permite que los murciélagos puedan alimentarse durante mayor tiempo en comparación de sitios con poca variedad de recursos cuya producción de recursos florales y frutales sean estacionales y el ensamblaje de insectos dependa de estos últimos (Cornejo-Latorre *et al.*, 2011).

La dependencia de una especie ante un recurso específico supone de una disminución en sus poblaciones conforme ese recurso disminuye, siendo obligados a desplazarse un área mayor para encontrarlo (Muyllaert, 2016 y Freeman, 1981). Así, las especies podrán ser afectadas de manera diferente dependiendo de su nivel de susceptibilidad ante estos cambios en la disponibilidad de recursos. Cuando la modificación del hábitat supone un cambio en la disponibilidad de los recursos, las especies generalistas son regularmente las menos afectadas al poder alimentarse de una mayor variedad de alimentos (Devictor *et al.*, 2008). La disminución de vegetación primaria ante la modificación del hábitat supone una disminución también de los recursos alimenticios de los que los murciélagos se alimentan, por lo que las especies que dependían de ellos tendrían que desplazarse hacia otros sitios para encontrarlo o teniendo que encontrar otros recursos de los cuales alimentarse. Esto puede influir en la estructuración de las comunidades al ocasionar una modificación en la composición y abundancia de especies. Ejemplo de esto son *Carollia perspicillata* y *C. brevicauda*, quienes disminuyen su abundancia en zonas con menor cobertura vegetal (Bernard y Fenton, 2007), y potencialmente con menor alimento.

Esto resalta el tipo de asociación de la riqueza, la abundancia y dominancia a diferentes tipos de hábitats modificados y conservados. La generalización de estos patrones en ambientes abiertos y cerrados puede proveer una buena herramienta al momento de evaluar las comunidades de murciélagos y sus hábitats asociados. Así, las comunidades de murciélagos pueden ser influidas por los cambios en las condiciones de un hábitat, ya que estos cambios influyen en las características de los sitios, haciéndolos más favorables para algunas especies y menos para otras. Además, con estos cambios se puede modificar la disponibilidad de recursos alimenticios, y la estructura de la vegetación, que influye en que especie con que características intrínsecas pueden estar presentes en un sitio. Esto entonces influirá en la estructura de la comunidad de murciélagos. Para esto se hipotetiza que el porcentaje de cobertura de la vegetación ocasionará un cambio en la riqueza de especies y su abundancia, influido por diferencias en la disponibilidad de recursos alimenticios, y estructura de la vegetación resultado de cambios por modificación del hábitat. Se espera encontrar en zonas modificadas una cobertura vegetal baja, asociado con una riqueza de especies baja y una dominancia alta de especies en comparación con las zonas de vegetación nativa, las cuales presentarán una cobertura vegetal mayor, una dominancia baja y una riqueza de especies altas. Además, se espera exista un cambio en la composición de especies por tipo de vegetación. Por ejemplo, especies de la familia Emballonuridae y Vespertilionidae como *Saccopteryx bilineata* y *Myotis velifer* se encontrarán preferentemente en áreas modificadas, mientras que especies de la familia Phyllostomidae como *Desmodus rotundus* y *Glossophaga soricina* se encontrarán en áreas de vegetación nativa (Dezinger y Schnitzler ,2013; Castillo-Figueroa y Pérez-Torres, 2018).

HIPÓTESIS

Los cambios en la estructura de la vegetación ocasionados por la modificación de hábitat alteran las características ambientales y de disponibilidad de alimento de los sitios favoreciendo a ciertas especies de murciélagos que son aptos ante estas nuevas condiciones. Así mismo la disponibilidad del alimento puede influir en la diversidad y composición de la comunidad de murciélagos en la Reserva de la Biósfera de Zicuirán-Infiernillo.

OBJETIVO GENERAL

Determinar la respuesta de la comunidad de murciélagos en la Reserva de la Biosfera de Zicuirán-Infiernillo antes diferentes condiciones de cobertura de vegetación resultado del manejo.

OBJETIVOS PARTICULARES

Determinar la riqueza y abundancia de murciélagos entre zonas con diferente porcentaje de cobertura de la vegetación.

Evaluar el efecto de diferencias en cobertura vegetal y el impacto de la estacionalidad en la disponibilidad de recursos alimenticios para la comunidad de murciélagos.

Evaluar el efecto del tipo de vegetación y la estacionalidad sobre la diversidad de murciélagos en el bosque tropical seco de la RBZI.

Evaluar el efecto de la estructura de la vegetación y el impacto de la estacionalidad ante diferentes grupos funcionales de la comunidad de murciélagos.

Sitio de estudio

Reserva de la Biosfera Zicuirán-Infiernillo
269,188-07-24.67 Hectáreas

Simbología

- Polígono del Área Natural Protegida
- Zona de Amortiguamiento
- Zonas Núcleo
- Cuerpos de Agua
- Límite Estatal
- Límite Municipal
- Carretera Pavimentada
- Vía Férrea
- Poblaciones

Especificaciones Cartográficas

- Proyección: Geográfica
- Datum: ITRF92
- Esferoide: GRS80
- Escala: 1:1,000,000

LOCALIZACIÓN

0 5 10 20 30 Kilómetros

13

Los censos se realizaron en 3 ejidos distribuidos en diferentes partes de la Reserva aledaños a las comunidades de: Melchor Ocampo, Valdovinos y San Francisco de los Ranchos. Se seleccionaron 6 sitios, con una distancia mínima de 4 km entre cada uno.

Caracterización física de los sitios

Con la finalidad de caracterizar los sitios se evaluó la estructura de la vegetación en cada sitio utilizando los procedimientos establecidos por CONAFOR (2011). En cada uno de los sitios se utilizaron parcelas circulares con un radio de 11.28 m. Se obtuvo el porcentaje de cobertura vegetal usando fotografías del dosel tomadas a 1.5 m de altura desde el suelo por medio de la aplicación CanopyCapture v1.0.2 (2018). Las fotografías se tomaron en 6 puntos elegidos aleatoriamente dentro de cada uno de los sitios y se obtuvo un promedio de porcentaje de cobertura por sitio. De igual manera de cada árbol dentro de cada parcela se midió el DAP estandarizado a 1.50 m. También se obtuvo el área de la cobertura de los 93 individuos en esas parcelas midiendo dos ejes perpendiculares de la copa de los árboles dentro de la parcela, cuyo punto medio es el tronco del individuo y los ejes terminan hasta la periferia mínima de la copa, posteriormente se realizó un promedio de ambas medidas de los ejes y se multiplicó por “ π ”(3.1416) para obtener el área (m^2). Para herbáceas y grupos que no se puedan diferenciar entre individuos se obtuvo la superficie de su área foliar a calcular el área de la misma forma que con la copa.

Se realizó un Análisis de Componentes Principales para hacer una reducción de las variables correlacionadas de caracterización vegetal de los sitios. Se tuvieron 5 componente principales, y solo se mantuvo el primer componente, el cual tuvo el 82.5 % de la varianza explicada, donde la cobertura promedio de los individuos y altura promedio de la vegetación son los que principalmente ayudaron a construir ese componente (Tabla 1). La cobertura promedio por sitio y la altura promedio de la vegetación conformaron el componente principal 1, mientras que el DAP cargo preferentemente en el componente principal 2 y la Cobertura promedio por individuo y la altura máxima.

Tabla 1 Resultados de Análisis de Componentes Principales sobre las variables de vegetación caracterizando los sitios de muestreo. Solo el primer componente tuvo valor propio >1 y fue mantenido para subsecuentes análisis. Letras en negrillas indica las variables

	Componente 1
Valores propios	4.125
% de varianza explicada	82.5
Cobertura promedio por sitio	23.2
Altura promedio de vegetación	21.1
DAP promedio por sitio	14.8
Cobertura promedio por individuo	21.3
Altura máxima por sitio	19.6

Posteriormente se utilizaron los dos primeros componentes principales para graficar en espacio multivariado los sitios muestreados de acuerdo con las características vegetales. Este análisis indica que se observa una separación de los sitios a lo largo del PC1, formando dos grupos. El grupo uno estuvo formado por los sitios Mel1, SanF1 y Valdo1. El grupo dos estuvo conformadas por los sitios Mel2, C. SanF2 y Valdo2. Esto indica que los sitios dentro de esas agrupaciones son más similares entre ellos, mientras que los grupos son menos similares entre ellos. La cobertura medida de los individuos arbóreos y la cobertura media del sitio tuvo el efecto mayor en el acomodo de los sitios en el espacio canónico (Fig. 2), lo cual indica que cada grupo de sitios se agrupa de acuerdo con su % de cobertura. Los sitios del grupo uno tuvieron una cobertura promedio mayor (promedio: 88%, Rango 82 – 96 %) que los sitios del grupo dos (promedio: 17 %, Rango 15 – 20 %). Por lo tanto, los sitios del grupo uno se denominaron sitios de vegetación cerrada, mientras que los sitios del grupo dos se les denominó sitio de vegetación abierta.

SanF1

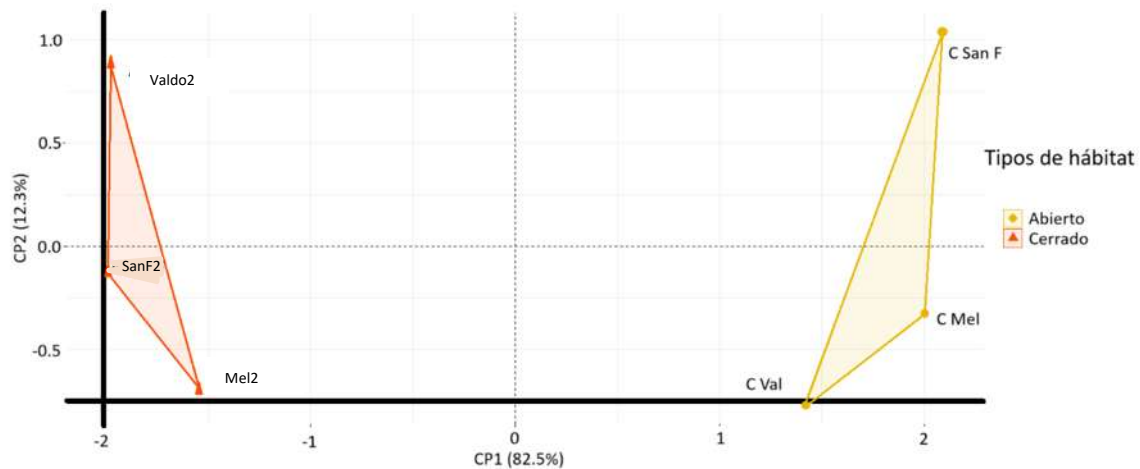


Figura 2 Gráfico de los dos primeros componentes principales del Análisis de Componentes principales de las características físicas de los sitios. El color del polígono une a los sitios de acuerdo con la agrupación de grupo uno y grupo dos indicada en el texto. Los ejes indican el tipo de componente principal junto con la varianza explicada por ese eje indicada entre paréntesis.

Disponibilidad de recurso alimenticio

La disponibilidad del recurso alimenticio fue evaluada en octubre 2022, enero, abril y agosto 2023. La disponibilidad de flores y frutos se obtuvo mediante registro de individuos vegetales pertenecientes a especies potencialmente consumidas por murciélagos como especies de la familia Bromeliaceae, Moraceae, Solanaceae y Asparagaceae (Flemming *et al.*, 2009; Steinmann, 2021) en el radio en el que se midieron los parámetros de vegetación. Para los individuos que presentaron floración o fructificación se tomó el porcentaje de flores o frutos y se categorizó con valores entre 1 y 5 (1 = 0-20 % de fructificación; 2 = 20-40 %; 3 = 40-60 %; 4 = 60 - 80 %; 5 = 80 - 100 %). Esto corresponde al porcentaje de flor o fruto en el individuo vegetal. Se obtuvo un índice de disponibilidad de recursos de flores y frutos multiplicando el porcentaje del recurso con la cobertura del individuo (Loayza *et al.*, 2006) indicando el porcentaje de flores y frutos por área expresado en (m²). Se obtuvo también la disponibilidad de artrópodos como potencial alimento para los murciélagos. Para esto, en cada evaluación se obtuvo el peso de artrópodos en cada uno de los sitios. Los individuos fueron capturados utilizando dos trampas de intercepción al vuelo con un área de 42 m² entre ambas trampas durante 5 horas en cada sitio. Los individuos capturados se preservaron en alcohol al 90 % y se rotularon de acuerdo con la fecha y sitio en el que se colectó. Posteriormente para cada muestra se excluyeron individuos que no formaban parte potencial de la dieta como

coleopteros que superan los 5 cm de largo y pertenecientes a la familia Lampiridae (Ingala *et al.*; 2021). La muestra se drenó, se dejó secar a la intemperie y posteriormente se pesó (g), (Cabrera, 2021).

Registro acústico de murciélagos

Se realizaron registros de la comunidad de murciélagos en cada uno de los 6 sitios en cada muestreo. Los muestreos se realizaron en octubre 2022, enero, abril y agosto 2023. Con esto se incluyó el inicio y fin de la época de lluvias (agosto 2023 y octubre 2022), así como el inicio de la época seca (enero 2023), y el fin de la temporada de secas (abril 2023). En cada visita se instaló en cada sitio una grabadora ultrasónica autónoma (Song Meter SM4BAT FS). La grabadora se programó para que inicie desde 30 minutos antes del anochecer y hasta 30 minutos después del amanecer. Este método pasivo acústico permite el monitoreo de especies que difícilmente se obtendrían por métodos tradicionales como lo son las redes de niebla y redes de arpa (Martínez-Medina, 2021). Para mantener un registro homogéneo las grabadoras se mantuvieron con ajustes de grabación con un filtro alto de 16k apagado, una frecuencia de muestreo de 500 kHz, registrando cualquier sonido con una duración mínima de 1.5ms, y sin duración máxima. También se mantuvo una configuración con un nivel de disparo de 12kHz, una ventana de Disparo 3s, y una Ganancia 12dB. Se revisaron los ajustes de grabación antes de cada posicionamiento de grabadoras con el fin de asegurarse que la grabadora mantuviera esa selección durante el registro.

Identificación de especies de murciélagos

Se realizó un listado de especies de murciélagos potenciales que se distribuyen geográficamente en el área de la Depresión del Balsas, basándose en las siguientes fuentes bibliográficas: Medellín *et al.* (2007); Ceballos y Arroyo-Cabrales (2012); CONABIO (2022). Para aquellas especies de este listado potencial se obtuvieron las características de las vocalizaciones de las especies de la base de datos de registros acústicos de murciélagos de México de Zamora-Gutiérrez *et al.* (2016). Se utilizó el análisis RandomForest por medio del paquete randomForest para R 3.5.2 (R Core Team, 2018). De esta base de datos se usaron los parámetros: a) Frecuencia constante (Fc), b) Frecuencia máxima (Fmax), c) Frecuencia mínima (Fmin), d) Frecuencia de la rodilla (Fk), e) Duración (Dur) y f) Pendiente inicial (S1). Primero se hizo una determinación del grado de exactitud del modelo. Este procedimiento en este punto cuenta con dos pasos, uno en el que se entrena el modelo usando el 76 % de los

datos conocidos de Zamora-Gutiérrez et al. (2016). El segundo paso es cuando el entrenamiento del modelo es verificado con el 20 % que conforma el conjunto de datos de la misma base; utilizando los parámetros del modelo indicados en Zamora-Gutiérrez et al. (2016). La efectividad del modelo predictor RandomForest para la asignación de especies a las vocalizaciones fue de 0.698 (Rango: 0-1).

Se realizó una caracterización de las vocalizaciones obtenidas con las grabadoras autónomas. Para esto, la extracción de los parámetros de los registros obtenidos con las grabadoras autónomas se realizó mediante el software Kaleidoscope Pro 3. Se utilizaron los seis parámetros mencionados previamente, para la caracterización de las vocalizaciones, y que ayuda en la asignación de especies a los registros acústicos en análisis posteriores. La revisión de los registros acústicos se realizó manualmente una hora y media después del comienzo y antes del término de cada sesión de muestreo con la finalidad de identificar y excluir del análisis sonidos que no correspondan a murciélagos. Finalmente, la asignación de especies a las vocalizaciones de los murciélagos se realizó mediante un procedimiento RandomForest adicional.

Análisis de datos

La riqueza se tomó como el número de especies obtenidas en cada uno de los sitios muestreados, de manera anual por tipo de vegetación y por estación correspondiente a los periodos en que las condiciones como la precipitación y fenología vegetal contrasten entre ellos. Las estaciones fueron definidas como la estación de lluvias comprendiendo los muestreos de octubre y de agosto y la estación de secas que incluyó los muestreos de enero y de abril. La abundancia relativa para cada especie de los registros acústicos se estimó contabilizando la presencia de cada especie durante intervalos de cinco minutos, contando a los llamados de una especie dentro de los cinco minutos como un solo individuo. Se contabilizó el número de intervalos con registros para cada especie durante cada noche de muestreo por sitio (Miller, 2001). Para estimar la completitud de las comunidades muestreadas se utilizó el estimador de completitud de Chao1 y el estimador Jackknife1, usando la función “specpool” de la paquetería “vegan” en R. Para estimar diferencias entre los niveles de los tratamientos se realizaron curvas de rarefacción en las que se tomaron como diferentes

significativamente cuando los intervalos de confianza no se enciman el uno con el otro (MacGregor-Fors y Payton 2013).

La diversidad se midió utilizando los índices de Diversidad Verdadera. La diversidad verdadera de orden 0 (q_0) corresponde a la Riqueza específica. También se estimó la diversidad de orden 1 (q_1) siendo el número de especies abundantes, la cual pondera las especies proporcionalmente según su abundancia en la comunidad. Esta es equivalente a obtener el exponencial de índice de entropía de Shannon (H'). La dominancia de cada sitio se midió usando la diversidad de orden 2 (q_2) o el número de especies dominantes equivalente al inverso del índice de Simpson. La diversidad verdadera fue calculada para todo el año, por tipo de vegetación y para cada estación. Estos estimadores se obtuvieron usando la información de las especies por sitio por mes en la función “hilltaxa” de la paquetería “hillR” (Daijiang, 2023) en el programa R. Para la representación visual en los cambios en el orden de dominancia de las especies se realizaron gráficas rango abundancia por hábitat y estación.

Para evaluar si existe alguna influencia del hábitat ante características intrínsecas de los murciélagos se realizó la separación de las especies de murciélago en dos grupos de acuerdo a grupos funcionales: a) por carga alar y b) por gremios alimenticios. Se hizo una estimación de la carga alar por especie, y se realizaron matrices solo tomando en cuenta las especies por su carga alar con dos niveles: a) carga alar alta y b) carga alar baja (Norberg y Rayner, 1987; Salgado-Mejia *et al.*, 2021). Además, se elaboró una matriz codificando cada especie por gremio alimenticio, con dos niveles: a) consumidores de artrópodos y b) consumidores de recursos vegetales, donde se incluyó especies frugívoras y nectarívoras. Finalmente, también se realizó una matriz de tipo de vegetación (dos niveles: espacios abiertos y espacios cerrados) para los análisis.

Análisis estadísticos.

Se realizó una prueba t de Student del índice de disponibilidad de recursos florales, frutales y de biomasa de artrópodos por mes de muestreo para evaluar si existían diferencias por cada tipo de vegetación y por estación. Para la comparación de las comunidades de murciélagos por tipos de vegetación se utilizó un Análisis de Similitud (ANOSIM) por medio la función “anosim” de la paquetería “vegan” (Oksanen et al; 2022) en el programa estadístico R. Aquí se emplearon matrices de abundancias de las especies categorizado cada sitio por tipo de

vegetación como sitio abierto o sitio cerrado como se indicó previamente. También se hizo un Análisis de Similitud para comparar la comunidad entre estaciones categorizadas como estación de lluvias y estación de secas. El análisis de similitud tiene un valor de 0 a 1, siendo 0 el valor de similitud más bajo y 1 el más alto. Cuando los valores de ANOSIM (r^2). El valor de similitud se utiliza en conjunto con un valor de relación (p) indicando significancia en el valor de similitud. Además, para determinar las especies que fueron significativas para la separación de las comunidades se realizó un análisis adicional de Influencia de especies por medio de la función “multipatt” de la paquetería “indicspecies” en el programa estadístico R. Este análisis resalta a las especies de cada comunidad o tratamiento cuya presencia y abundancia fue relevante al momento de separar cada grupo analizado, este análisis trabaja en conjunto al ANOSIM, por lo que únicamente resalta las especies cuando el ANOSIM fue significativo. A cada especie se le asigna un valor que fluctúan entre 0 y 1, el cual va acompañado con un valor de significancia.

RESULTADOS

Disponibilidad de recursos alimenticios

La disponibilidad de flor y fruto tuvo un esfuerzo de muestreo de 9,100 metros cuadrados. La captura de artrópodos mediante trampas de intercepción al vuelo tuvo un esfuerzo de muestreo por noche de 211 metros x horas x trampa. Mientras que para la biomasa de artrópodos se tuvo un total anual de 25,320 metros x horas x trampa, teniendo un total anual de 14,3 Kg/m².

En general la disponibilidad de recursos alimenticios se observa un patrón de ser mayor en sitios con vegetación cerrada. La disponibilidad de flores fue mayor en sitios con vegetación cerrada ($13.6 \text{ u/m}^2 \pm 14.9 \text{ u/m}^2$), respecto a la vegetación abierta ($6 \text{ u/m}^2 \pm 12.4 \text{ u/m}^2$), sin embargo, esto no difirió entre tipos de vegetación de manera significativa ($t_{24} = -1.67$, $p=0.1$, Fig. 3a). Los recursos frutales por su parte fueron similares entre los tipos de vegetación (abierto $12 \text{ u/m}^2 \pm 13.5 \text{ u/m}^2$, cerrado $12.7 \text{ u/m}^2 \pm 15.3 \text{ u/m}^2$, $t_{24} = -0.14$, $p=0.8$, Fig. 3b). En el caso de la biomasa de artrópodos se registró mayor biomasa en sitios de vegetación cerrada ($0.45 \text{ Kg/m}^2 \pm 0.49 \text{ Kg/m}^2$) en comparación con sitios de vegetación abierta ($0.1 \text{ Kg/m}^2 \pm 0.25 \text{ Kg/m}^2$), pese a esto tampoco se encontraron diferencias entre tipos de vegetación ($t_{24} = -1.9$, $p=0.06$, Fig. 3c).

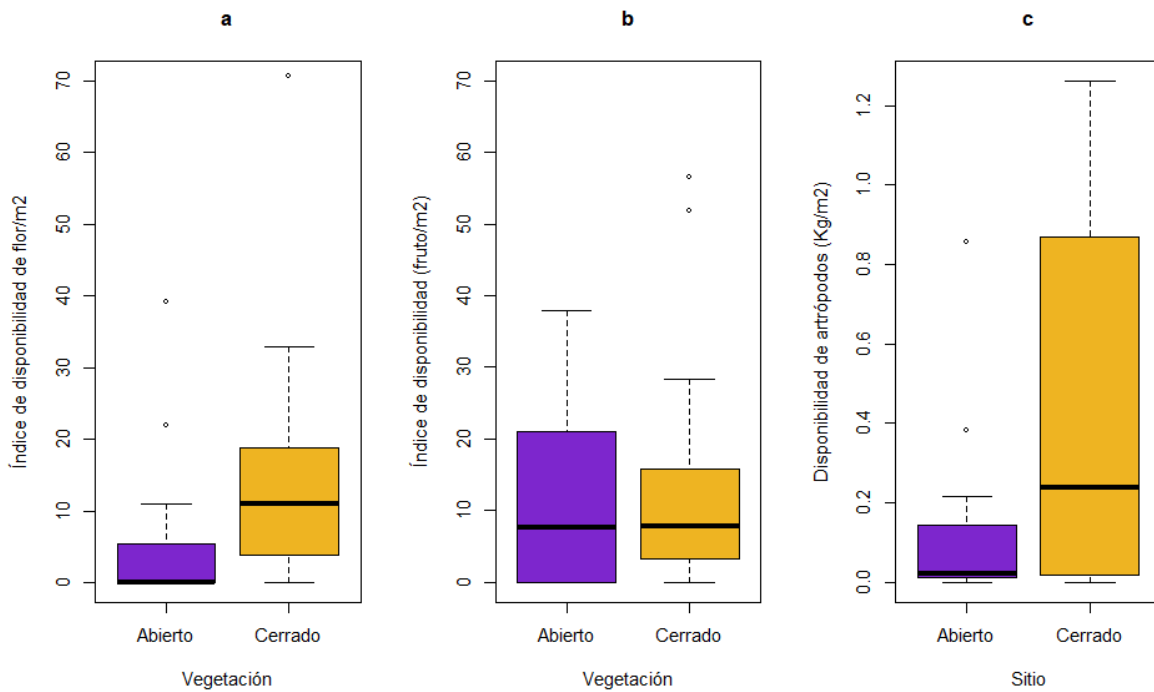


Figura 3 . Gráfica de cajas y bigotes de la disponibilidad de recursos por vegetación donde a) Recursos florales por tipo de vegetación, b) recursos frutales por tipo de vegetación y c) biomasa de artrópodos por tipo de vegetación.

La disponibilidad de recursos florales fue mayor para la estación de lluvias (13.2 ± 17) respecto a la estación de secas (9.5 ± 11.3); sin embargo, no existieron diferencias significativas ($t_{24} = 0.8$, $p=0.4$, Fig. 4a). Por su parte, la disponibilidad de recursos frutales fue mayor en la estación de secas (17.4 ± 15.9) respecto a la estación de lluvias (5.6 ± 8.2), difiriendo significativamente entre estas dos estaciones ($t_{24} = -3.1$, $p=0.003$, Fig. 4b). Mientras que la biomasa de artrópodos no difirió de manera significativa entre estaciones ($t_{24} = -0.7$, $p=0.34$ Fig. 4c).

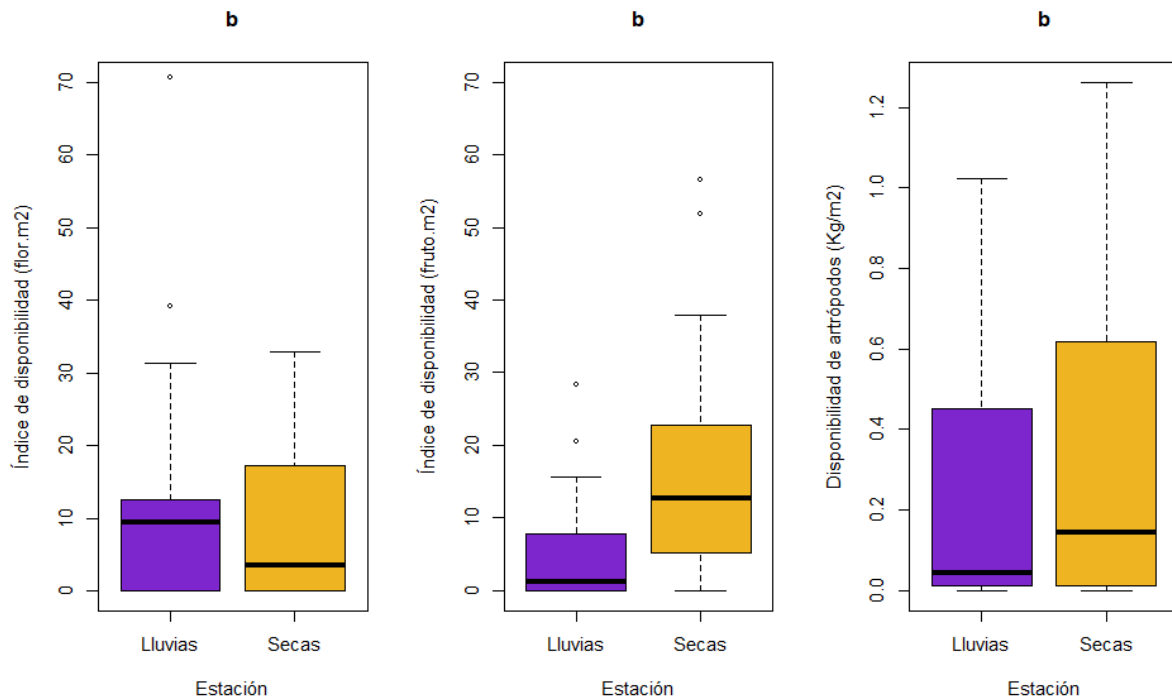


Figura 4 Gráfica de cajas y bigotes de la disponibilidad de recursos por estación donde a) Recursos florales por estación, b) recursos frutales por tipo de estación y c) biomasa de artrópodos por estación.

Riqueza y abundancia relativa.

Se tuvo un esfuerzo de muestreo de 42,690 minutos de grabación en total. Se registró un total de 33 especies de murciélagos, clasificados en 19 géneros y 7 familias (Apéndice 1, Tabla 1). La comunidad de murciélagos de manera anual no difirió entre tipos de vegetación (Fig. 5), ya que los intervalos de confianza no se sobrelaparon.

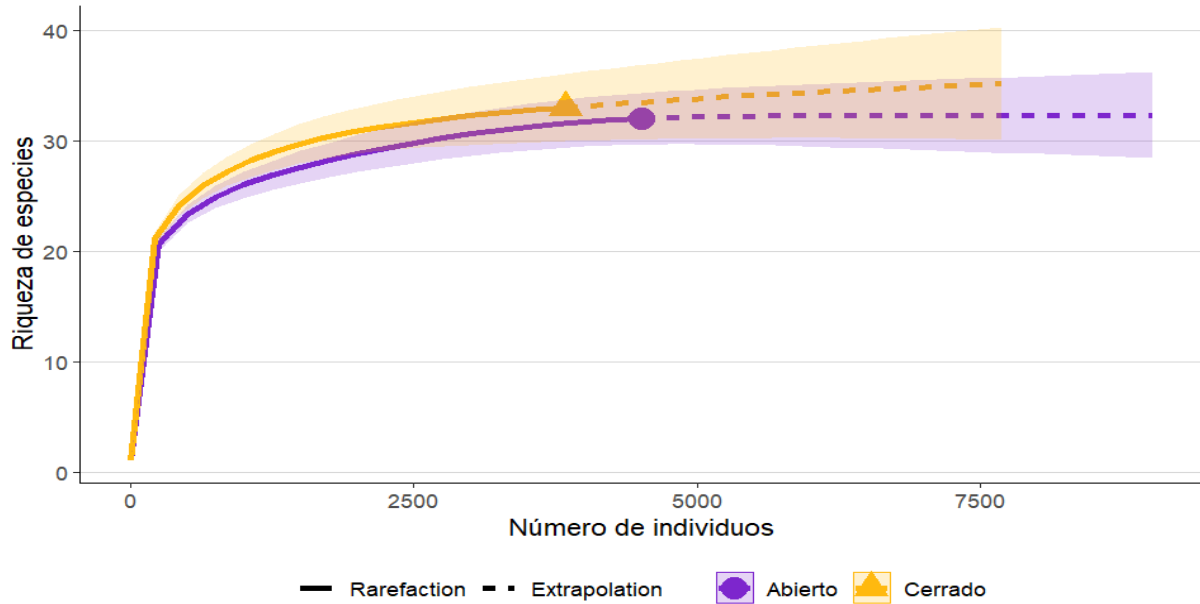


Figura 5 Curvas de rarefacción de especies de murciélagos para los tipos de vegetación (Abierto y Cerrado) en la Reserva de la Biósfera de Zicuirán-Infiernillo, Michoacán.

Cuando la comunidad de murciélagos fue categorizada de acuerdo con su carga alar, 17 especies correspondieron a especies con carga alar alta y 16 especies con carga alar baja. El análisis de rarefacción indicó que el número de especies de carga alar alta es igual en ambos tipos de hábitat (Fig. 6a), mientras que el número de especies de carga alar baja es mayor en hábitats cerrado, mientras que el número de registros es mayor en hábitats abiertos (Fig. 6b).

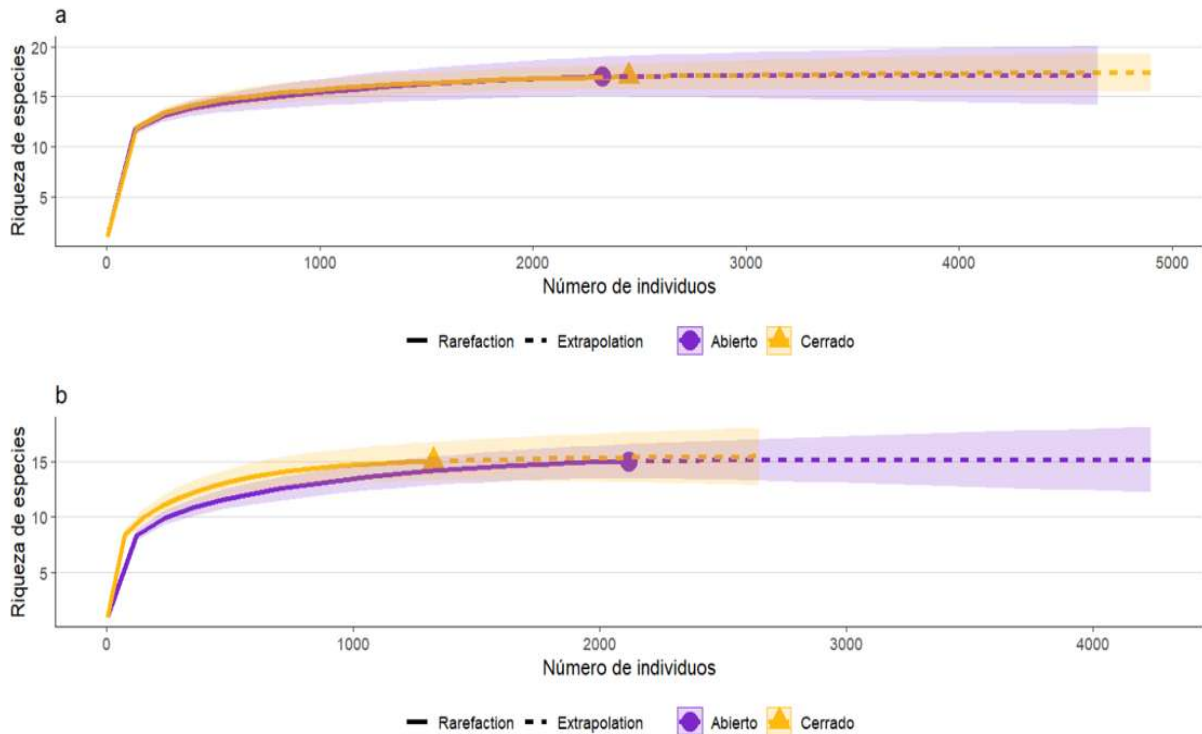


Figura 6 Curvas de rarefacción de especies de murciélagos por carga alar: (a) carga alar alta, b) carga alar baja por tipo de vegetación en la Reserva de la Biósfera de Zicuirán-Infiernillo, Michoacán.

Con base en la clasificación de gremios alimenticios (Kalko *et al.*, 1996) se registraron las mismas 5 especies consumidoras de recursos vegetales en ambos tipos de vegetación, si bien los sitios abiertos tuvieron un mayor número de registros (Fig. 7a). Se registraron 28 especies consumidoras de artrópodos, siendo mayor el número de especies en hábitats cerrados, mientras que el número de registros es mayor en vegetación abierta (Fig. 7b).

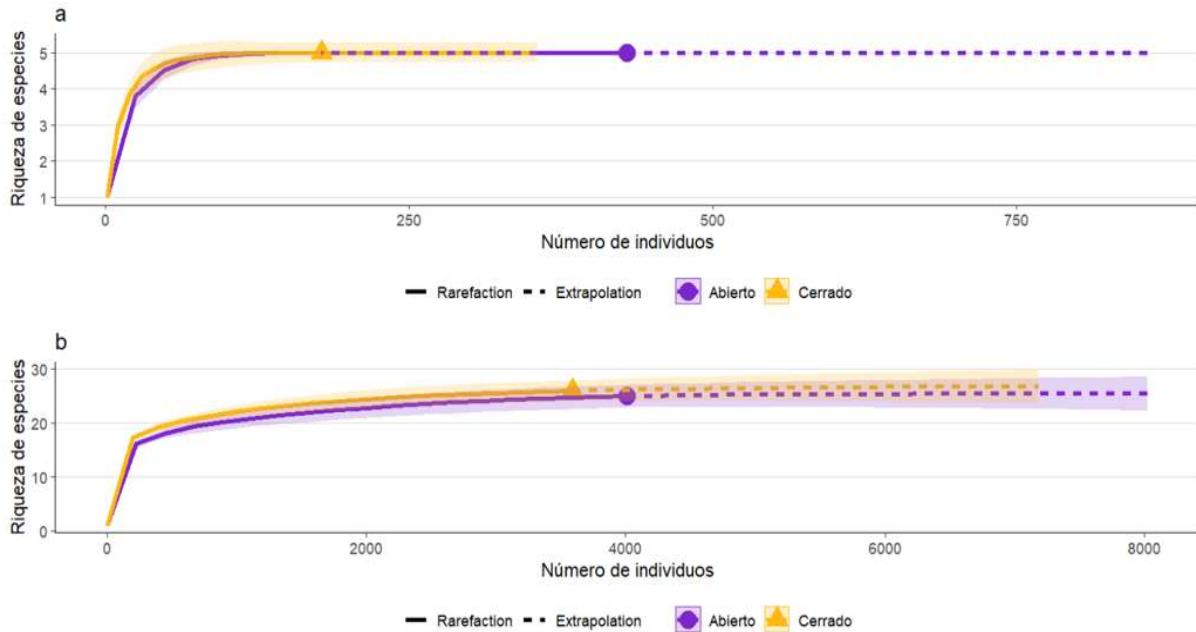


Figura 7 Curvas de rarefacción de especies de murciélagos por gremio alimenticio: a) consumidores de recursos vegetales y b) consumidores de artrópodos por tipo de vegetación en la Reserva de la Biósfera de Zicuirán-Infiernillo, Michoacán.

Las especies con mayor abundancia de manera anual fueron *Pteronotus personatus* con el 25% del total de registros, *Pteronotus davyi* con el 16% del total de registros y *Molossus molossus* con el 14% del total de registros en ambos tipos de vegetación (Fig. 8). La especie de carga alar alta con mayor abundancia en vegetación cerrada fue *P. personatus*, seguido de *P. davyi* (Fig. 9a), mientras que en vegetación abierta fue *M. molossus* (Fig. 9b).

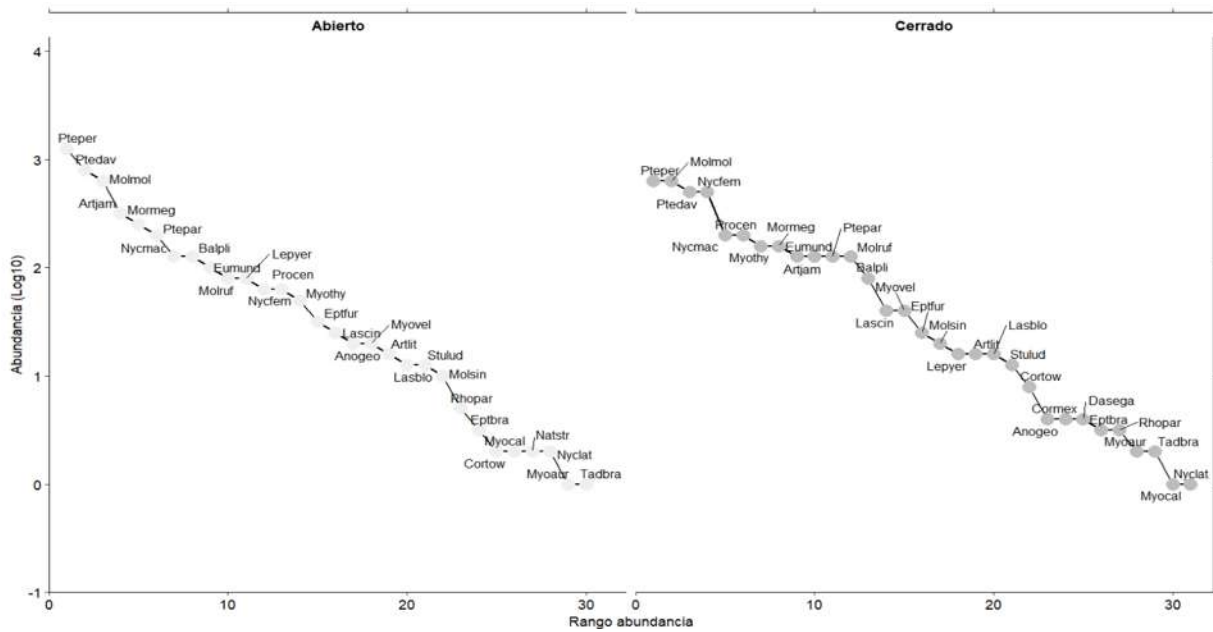


Figura 8 Curvas rango-abundancia de especies de murciélagos de manera anual por tipo de vegetación en la Reserva de la Biósfera de Zicuirán-Infiernillo, Michoacán.

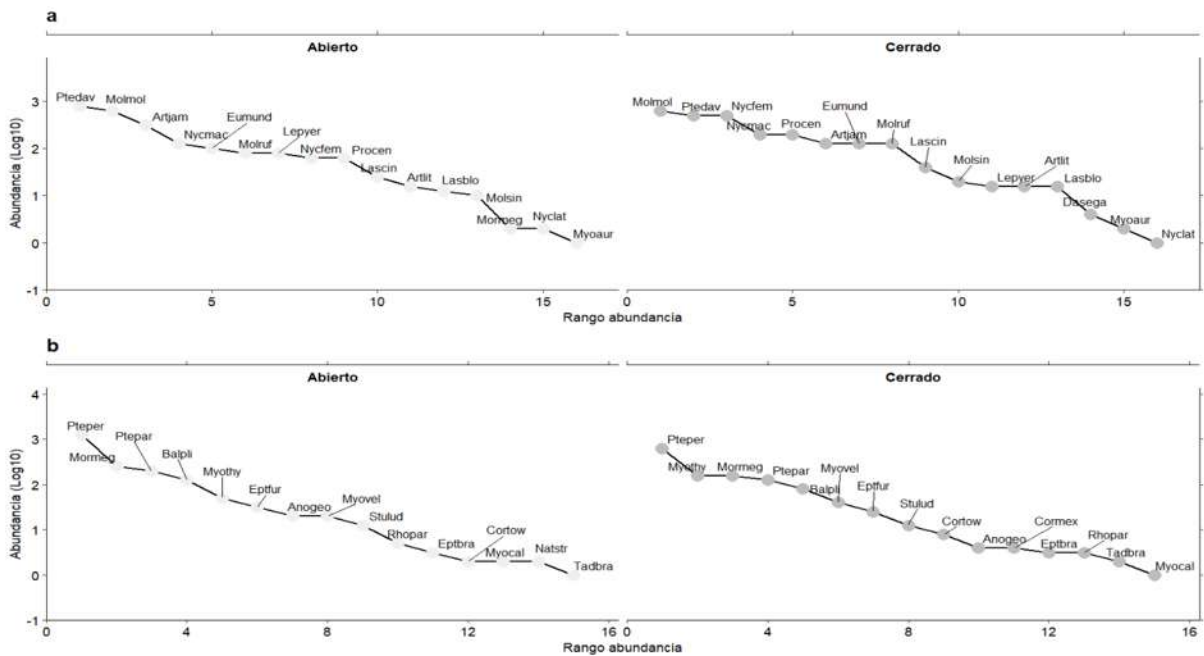


Figura 9 Curvas de rango abundancia de especies de murciélagos por carga alar: (a) carga alar alta, b) carga alar baja por tipo de vegetación en la Reserva de la Biósfera de Zicuirán-Infiernillo, Michoacán.

La especie con mayor abundancia de las especies frugívoras y nectarívoras en ambos tipos de vegetación fue *Artibeus jamaicensis* (Fig. 10a), mientras que *P. personatus* fue la especie consumidora de artrópodos con mayor abundancia en cada tipo de vegetación (Fig. 10b). Es oportuno mencionar que las especies *Corynorhinus mexicanus* y *Dasypterus ega* únicamente se registraron en zonas cerradas.

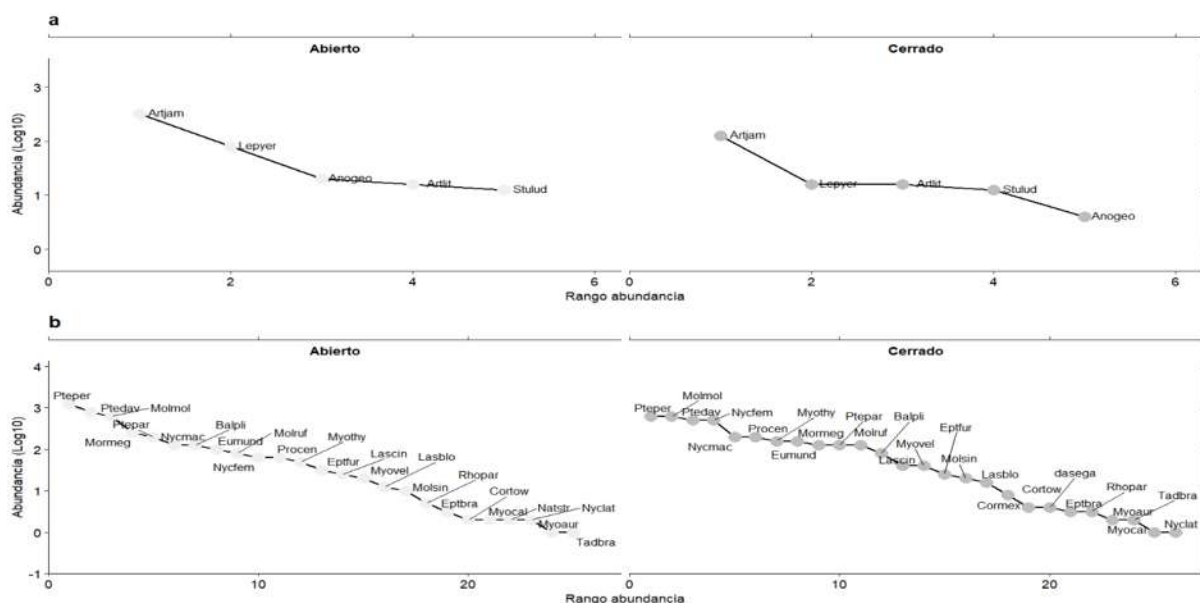


Figura 10 Curvas rango-abundancia de especies de murciélagos por gremio alimenticio: a) consumidores de recursos vegetales y b) consumidores de artrópodos por tipo de vegetación en la Reserva de la Biósfera de Zicuirán-Infiernillo, Michoacán.

Análisis estacional

La estación de lluvias contó con 3,093 registros y con 30 especies. Por su parte, la estación de secas tuvo 5,261 registros, con 32 especies. La estación de secas tuvo un mayor número de registros respecto a la de lluvias, sin embargo, estas no difirieron significativamente (Fig. 11) ya que los intervalos de confianza no se sobrelaparon.

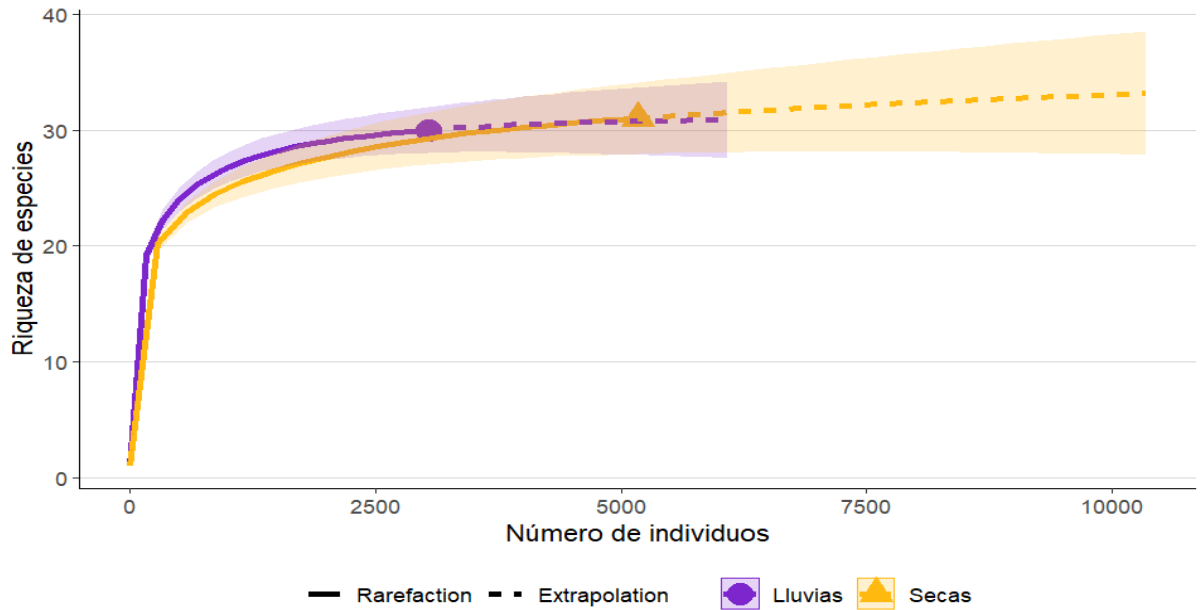


Figura 11 Curvas de rarefacción de especies de murciélagos encontradas por estación.

Respecto a las especies por carga alar alta tuvieron un mayor número de especies en la estación de lluvias (Fig. 12a). Pese a esto, no se observan diferencias entre tipos de vegetación (Fig. 12b). El análisis de rarefacción mostró que las especies consumidoras de recursos vegetales no difirieron en riqueza (Fig. 13a), así mismo, no se encontraron diferencias para especies consumidoras de artrópodos (Fig. 13b).

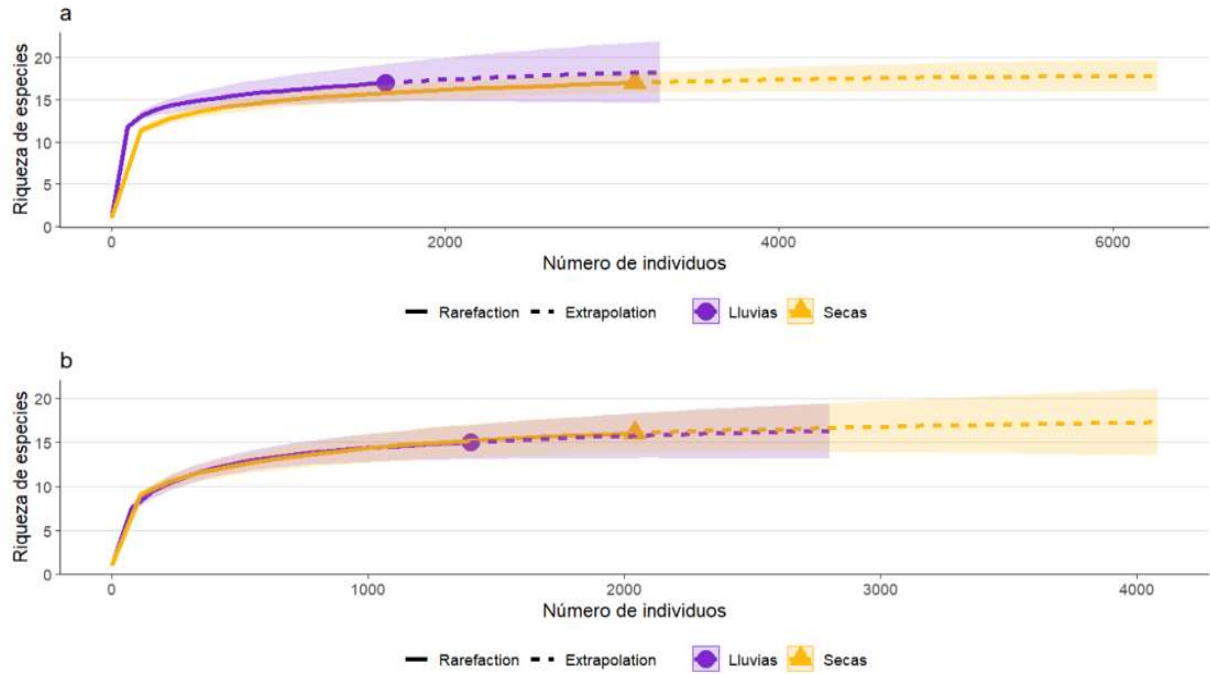


Figura 12 Curvas de rarefacción de especies de murciélagos por carga alar: (a) carga alar alta, b) carga alar baja por estación en la Reserva de la Biósfera de Zicuirán-Infiernillo, Michoacán.

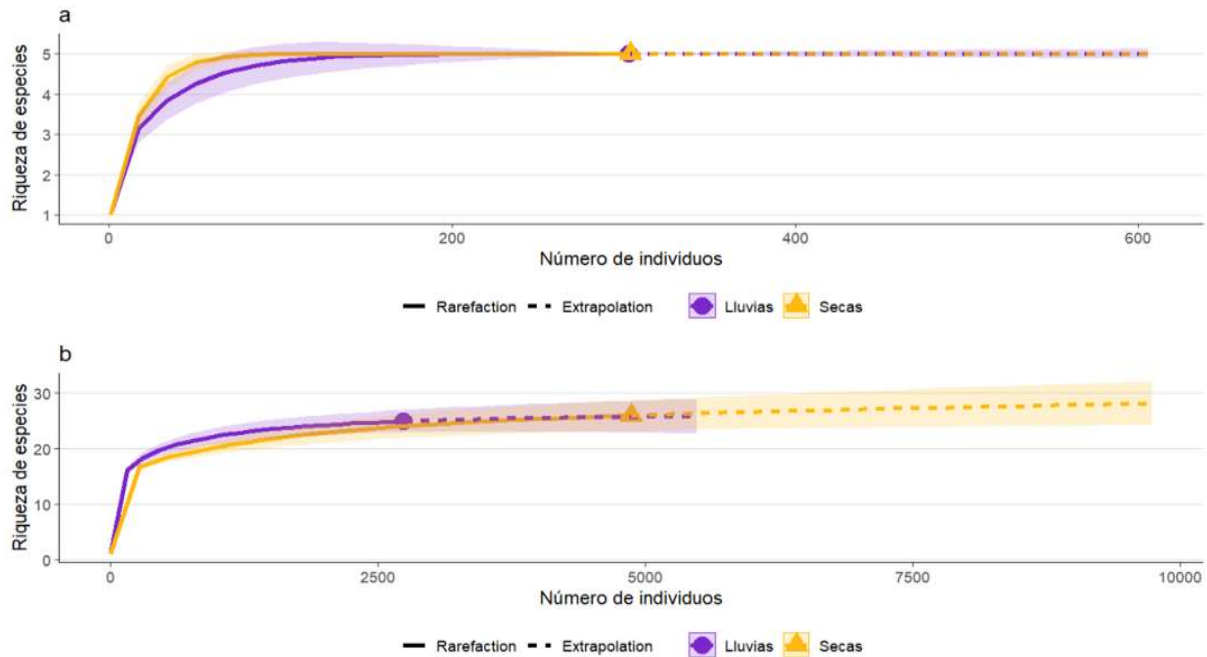


Figura 13 Curva de rarefacción de especies de murciélagos por gremio alimenticio: a) consumidores de recursos vegetales y b) consumidores de artrópodos por estación en la Reserva de la Biósfera de Zicuirán-Infiernillo, Michoacán.

La especie *Dasypterus ega* únicamente se registró en la estación de lluvias, mientras que las especies *Myotis auriculus* y *Tadarida brasiliensis* únicamente tuvieron su presencia en la estación de secas. La especie con mayor número de registros en ambas estaciones fue *Pteronotus personatus* (Fig. 14), quien también fue la especie de murciélago consumidora de artrópodos más abundante en ambas estaciones (Fig 16b). La especie de murciélago *P. davyi* fue la especies de carga alar alta con mayor abundancia (Fig. 15b), mientras que para las especies de carga alar baja fue *P. personatus* (Fig 15b).

La especie de murciélago consumidora de recursos vegetales con mayor abundancia en ambas estaciones fue *A. jamaicensis*, mientras que en la estación de lluvias la segunda mayor en abundancias fue *Leptonycteris yerbabuenae* y la última *Sturnira ludovivi* (Fig. 16a), en la estación de secas estos puestos se intercambian.

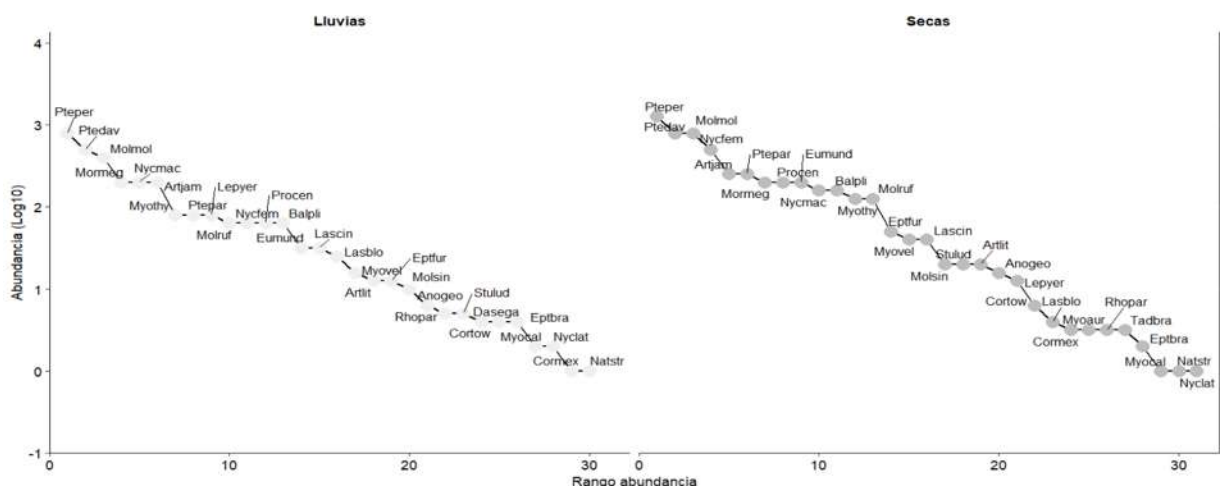


Figura 14 Curvas rango-abundancia de especies de murciélagos por estación en la Reserva de la Biósfera de Zicuirán-Infiernillo, Michoacán.

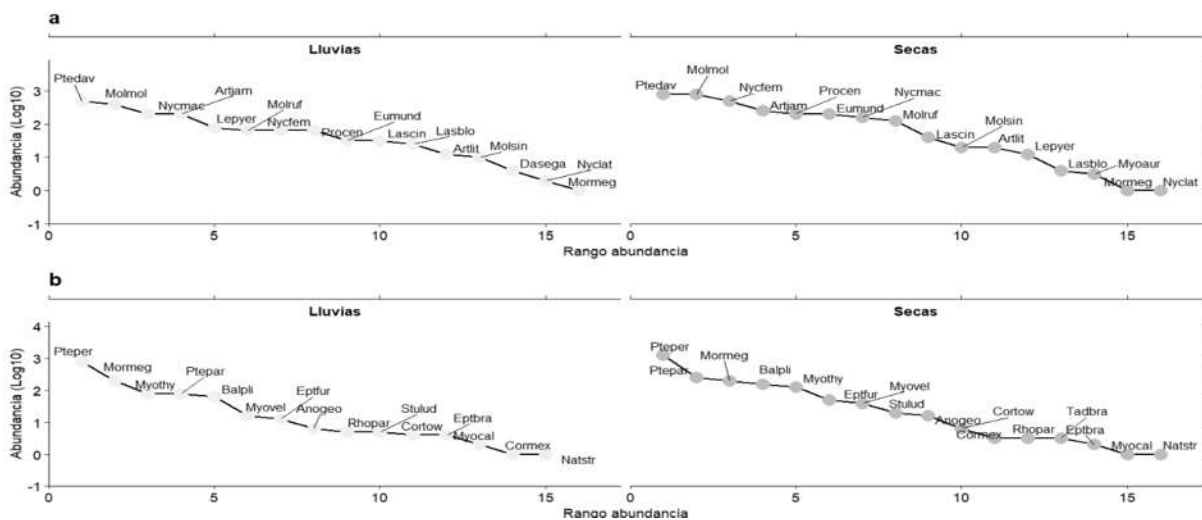


Figura 15 Curvas de rango abundancia de especies de murciélagos por carga alar: (a) carga alar alta, b) carga alar baja por estación en la Reserva de la Biósfera de Zicuirán-Infiernillo, Michoacán.

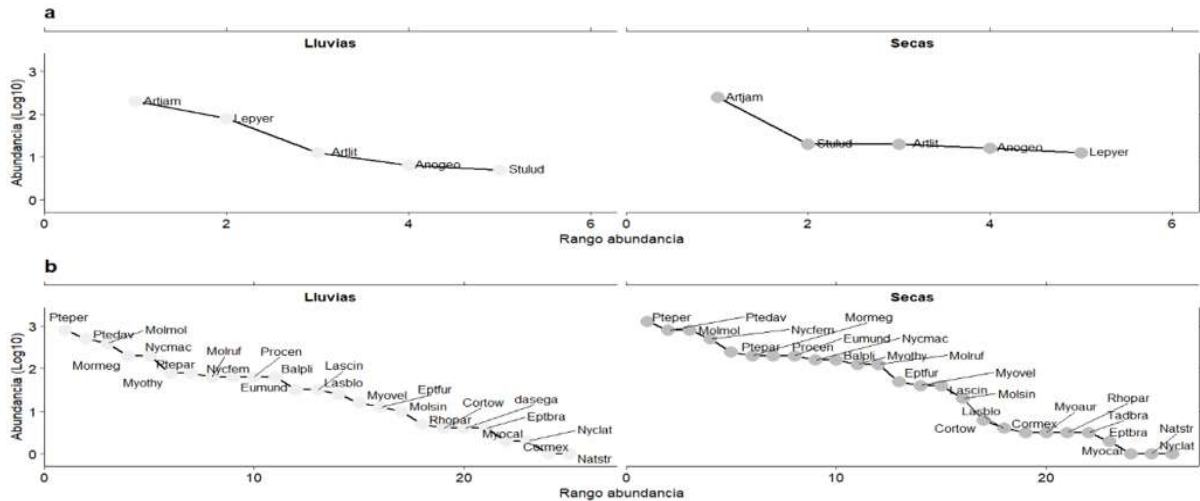


Figura 16 Curvas rango-abundancia de especies de murciélagos por gremio alimenticio: a) consumidores de recursos vegetales y b) consumidores de artrópodos por estación en la Reserva de la Biósfera de Zicuirán-Infiernillo, Michoacán.

Composición de la comunidad de murciélagos del bosque tropical seco de Zicuirán Infiernillo

El Análisis de Similitud (ANOSIM) indicó que las comunidades de murciélagos no difirieron significativamente entre tipos de vegetación de manera anual ($R=0.18$, $p=0.2$). De igual forma, al realizar los análisis en los grupos funcionales podemos observar que en las comunidades de murciélagos por carga alar por tipo de vegetación la diferencia entre comunidades no fue significativa (Carga alar alta: $R=0.11$, $p=0.4$, Carga alar baja: $R=0.07$, $p=0.4$). Por su parte, los gremios alimenticios tampoco tuvieron efecto al momento de analizar las comunidades por tipo de vegetación (Consumidores de recursos vegetales: $R=0.14$, $p=0.3$, Consumidores de artrópodos: $R=0.07$, $p=0.4$).

De manera estacional, tampoco se encontraron diferencias entre las comunidades de murciélagos entre estaciones ($R=0.12$, $p=0.11$). Para las comunidades de murciélagos por carga alar de manera estacional podemos encontrar diferencias significativas en las comunidades de murciélagos de carga alar alta entre estaciones (Carga alar alta: $R=0.25$, $p=0.01$, Carga alar baja: $R=-0.01$, $p=0.4$). De igual manera, para las comunidades de murciélagos por gremios alimenticios podemos encontrar diferencias significativas entre

estaciones para las especies de murciélagos consumidoras de recursos vegetales ($R=0.27$, $p=0.03$) pero no para los consumidores de artrópodos ($R=0.09$, $p=0.16$).

El análisis de Influencia de las especies indicó que para las comunidades de carga alta *Leptonycteris yerbabuenae* fue la especie que influyó significativamente en la estación de lluvias ($R= 0.62$, $p= 0.03$). Mientras que tanto *Eumops underwoodi* ($R= 0.661$, $p= 0.023$), *Promops centralis* ($R= 0.48$, $p= 0.04$) como *Nyctinomops femorosaccus* ($R= 0.537$, $p= 0.032$) influyeron significativamente en la estación de secas. Por su parte, la especie consumidora de recursos vegetales que influyó en la diferencia entre comunidades de manera estacional fue *L. yerbabuenae* en la estación de lluvias ($R= 0.62$, $p= 0.04$).

Componentes de diversidad de la comunidad de murciélagos.

La diversidad anual por hábitat, medida por los números de Hill, indicó que la riqueza (q_0) promedio más alta fue en el tipo de vegetación abierto cuando comparada con el tipo de vegetación cerrado (Fig. 17a), pero esto no difirió de manera significativa ($t_{24}= 0.3$, $p=0.7$). Mientras que el hábitat cerrado fue el tipo de vegetación con el número de especies dominantes (q_2), y el número mayor de especies abundantes (q_1) (Fig. 17b), pero esta diferencia no fue significativa (q_1 : $t_{24}= -0.14$, $p=0.9$; $t_{24}= 0.17$, $p=0.8$). De manera estacional tampoco se observaron diferencias significativas, la riqueza (q_0) aunque fue mayor en la estación de secas (Fig. 18a), no se tuvieron diferencias significativas entre estaciones ($t_{24}= -1.5$, $p=0.1$). De igual manera pese a que tanto en el número de especies abundantes (q_1) (7.9 ± 3.7 , $t_{24}= 0.3$, $p=0.7$) como en el número de especies dominantes (q_2) (5.9 ± 2.6 , $t_{24}= -0.8$, $p=0.4$) fueron mayores en la estación de lluvias, no presentaron diferencias significativas entre las estaciones (Fig. 18b y Fig. 18c).

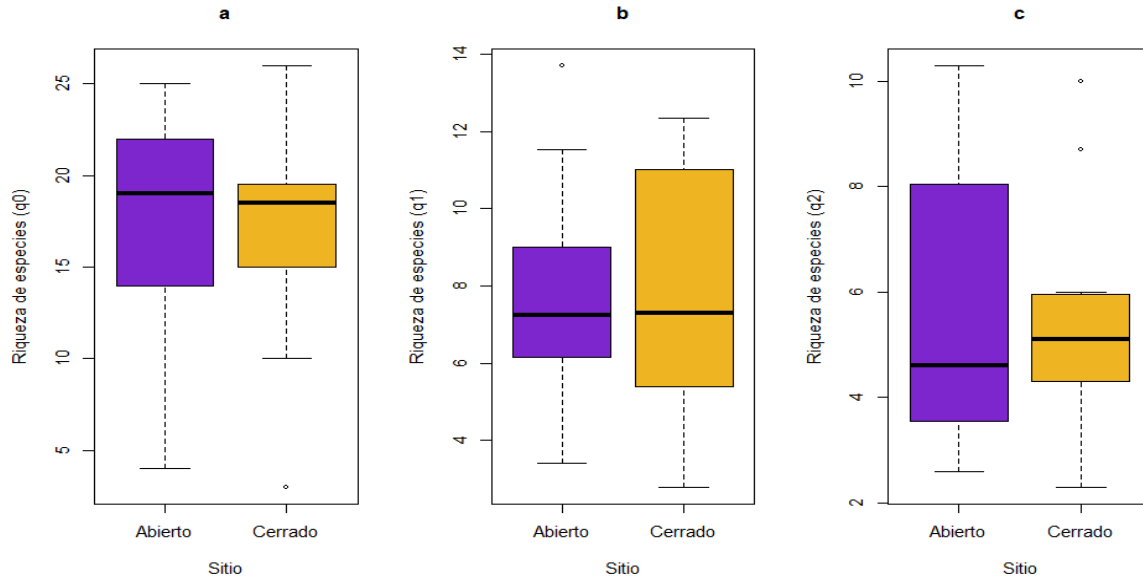


Figura 17 Gráfica de cajas y bigotes de números de diversidad de Hill por tipo de vegetación de la comunidad de murciélagos de manera anual. Donde a) diversidad de orden 0 (q_0), b) diversidad de orden 1 (q_1), y c) diversidad de orden 2 (q_2).

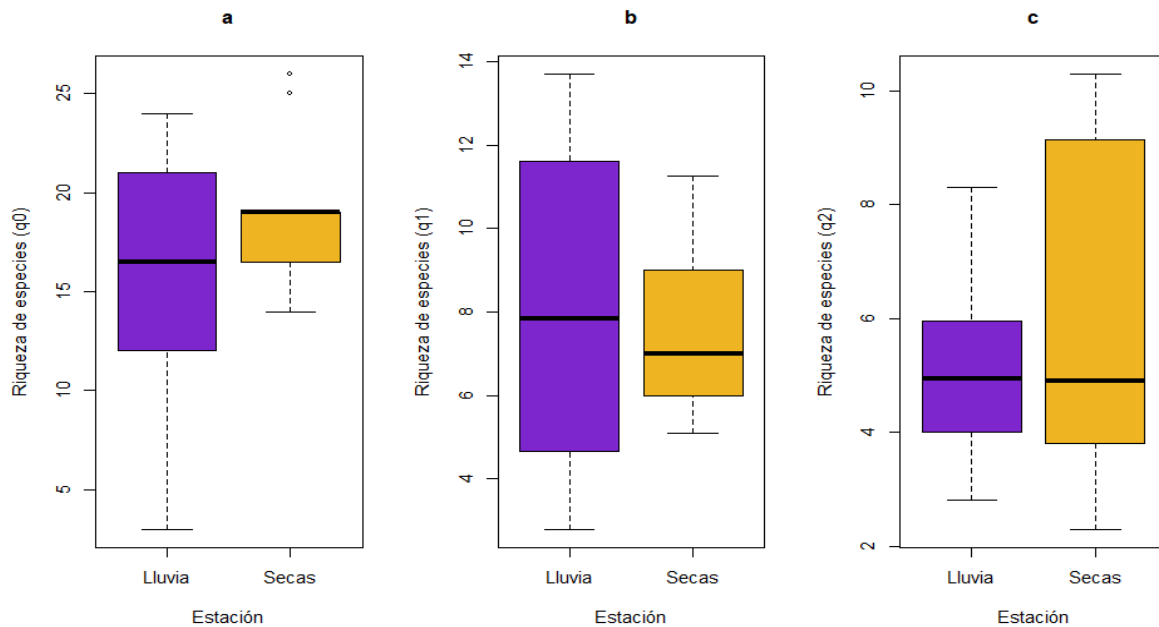


Figura 18 Gráfica de cajas y bigotes de números de diversidad de Hill de la comunidad de murciélagos de manera estacional. a) diversidad de orden 0 (q_0), b) diversidad de orden 1 (q_01) y c) diversidad de orden 2 (q_2).

DISCUSIÓN.

Los resultados obtenidos en la evaluación anual indican que el tipo de vegetación, ya sea vegetación abierta o cerrada, en el bosque tropical seco de Michoacán no tiene un efecto sobre la comunidad de murciélagos. La falta de diferencia entre tipos de vegetación pudo verse en los índices de diversidad. Los análisis de similitud permitieron también observar que no existen diferencias entre las comunidades de murciélagos de acuerdo con tipo de hábitat tanto de manera general como observando a las comunidades únicamente por grupos funcionales. Además, de manera estacional se tuvo que las especies *P. personatus*, *P. davyi* y *M. molossus* representan más del 50% de los registros tanto para la estación de secas como para la estación de lluvias. Estas especies entonces podrían estar influyendo fuertemente en la estructuración de la comunidad de murciélagos en este hábitat estacional. Por lo que esta falta de un impacto del tipo de vegetación o entre grupos funcionales podría estar explicado por las características de las especies más abundantes. Por ejemplo, *P. davyi* es considerada una especie que vuela en espacios abiertos en búsqueda activa de sus presas. Además, esta especie no limita sus zonas de forrajeo y puede llegar a moverse kilómetros de su zona de perchaje para alimentarse (Adams, 1989). Entonces, al ser especies abundantes en estos ambos tipos de vegetación no es posible observar diferencias. Por su parte, *M. molossus* es una especie con gran carga alar que no es considerada que tenga problemas en el consumo de diferentes especies de insectos en diferentes espacios, por lo que la búsqueda de alimento entre tipos de vegetación no supone un problema para su actividad de forrajeo (Ramírez-Chavez *et al.*, 2008). Estas dos especies representaron en conjunto el 31 % del total de registros de ambos tipos de vegetación, por lo que la capacidad de desplazamiento de estas especies podría superar las adversidades que presentan los hábitats como la disponibilidad de alimento. Sin embargo, *P. personatus* es un forrajeador de espacios cerrados, por lo que su presencia tan abundante en ambos tipos de vegetación supone una contradicción a registros anteriores (De la Torre y Medellín, 2010), ya que los datos del presente estudio sugerirían que ahora la especie también estaría incursionado hacia vegetaciones abiertas, y supondría la búsqueda de nuevas zonas de forrajeo.

Los análisis de similitud permitieron observar una diferencia entre las comunidades de murciélagos por estación de acuerdo con sus grupos funcionales. Los análisis de similitud permitieron observar diferencias entre las comunidades de murciélagos de carga alar alta en la estación de lluvias. Una explicación de esto puede deberse a que las especies de carga ala alta,

pueden desplazarse grandes distancias en busca de alimento, volando a través de parches de vegetación, ya que muchas especies de cargas alar alta a su vez son especies consumidoras de artrópodos, y la disponibilidad de artrópodos en la estación de lluvias fue menor, por lo que las especies podrían haberse desplazado en búsqueda de alimento. Esto coincide con estudios previos en bosque tropical seco en los cual atribuyen esta disimilitud en las comunidades entre estaciones a la capacidad de desplazamiento de la comunidad de murciélagos como las especies del género *Artibeus* y *Molossus* (Montero-Muñoz y Sáenz, 2007; Vela-Vargas y Pérez-Torres, 2012; Murillo-García y Bedoya-Durán, 2014).

Los análisis de similitud también permitieron detectar diferencias entre las comunidades de murciélagos consumidoras de recursos vegetales entre estaciones. Esto podría potencialmente estar asociado a que el bosque tropical seco en la estación de lluvias tiende a aumentar la cobertura vegetal debido al surgimiento de los rebrotes y la recuperación del follaje de las plantas en esta temporada. Este aumento en la cobertura vegetal debido a la lluvia estacional podría estar facilitando el desplazamiento de diferentes especies gracias a la conexión del paisaje, creando parches temporales en la vegetación. Mientras que en la época seca la falta del follaje podría estar limitando el movimiento de los organismos en el paisaje. Esto puede ser particularmente cierto en especies consumidoras de recursos vegetales que pueden realizar desplazamientos hacia zonas abiertas (Klingbeil *et al.*, 2010). En este estudio no se consideró la cantidad de precipitación como un factor que influyera, ni tampoco se realizaron comparaciones con otros años para determinar si fluctuaciones interanuales en la precipitación pudieran influir en la comunidad de murciélagos, pero es valioso reconocer que este factor puede afectar de gran manera a la dinámica de las comunidades de murciélagos (Stoner, 2005).

El análisis de influencia indicó que la especie *Leptonycteris yerbabuenae* permitió separar a las comunidades de los sitios entre estaciones. Esta especie fue la segunda especie consumidora de recursos vegetales con mayor abundancia en la estación de lluvias. Además, *L. yerbabuenae* es una especie migratoria cuya dependencia en el néctar hace que su permanencia en un sitio depende de la constancia de los recursos y su abundancia se relaciona a los eventos de floración de las zonas (Flemming *et al.* 1993, Sperr *et al.*, 2011). La mayor floración en este estudio se encontró que sucede en la estación de lluvias. Entonces las

diferencias estacionales en el número de individuos por la migración en la estación de secas podrían estar asociada a la fluctuación en recursos florales con una disminución en la época de lluvias, pudiendo hacer que las especie se desplace hacia otros sitios en búsqueda de alimento, y por lo tanto afectando la estructura de la comunidad de murciélagos en esta zona altamente estacional. Por otro lado, las especies de carga alar alta *Nyctinomops femorosaccus*, *Promops centrales* y *Eumops undewoodi* permitieron separar a las comunidades en la estación de secas. Si bien estas especies no presentan modificación en su distribución estacional, estas pueden presentar migraciones locales asociadas con la búsqueda de alimentos y la formación de colonias de maternidad (Kiser, 1906; Loureiro et al., 2019). Por lo que estos comportamientos pueden ayudar a entender los cambios en las presencias y abundancias de estas especies por estación.

De acuerdo con los componentes de diversidad podemos observar que tuvieron diferentes patrones de acuerdo al tipo de vegetación y a la estación. Mientras que la riqueza respondió a la vegetación abierta y a la estación secas en la que la cobertura de la vegetación es menor, el número de especies abundantes respondió a la vegetación cerrada y a la estación de lluvias en las que la cobertura de la vegetación y los recursos frutales y de artrópodos fueron mayores. Si bien un alto porcentaje del área de la Reserva de la Biosfera de Zicuirán infiernillo está protegida (Ihl et al. 2017) no se tienen estimaciones de la pérdida de cobertura vegetal. Sin embargo, estimaciones de la pérdida de bosque seco a nivel nacional indican que hasta 1990 solo se conservaba el 27% de la cobertura original (Trejo y Dirzo 2000). Esto indica una alta tasa de cambio de la cobertura vegetal a nivel nacional y que podría ser similar en Michoacán. Potenciales cambios en la cantidad de hábitat adecuado para los murciélagos pueden empeorarse debido a la presencia de asentamientos en la zona que pueden incrementar la fragmentación entre el hábitat y la modificación en sus dinámicas poblacionales. Esto puede disminuir la riqueza y aumentar la dominancia de la comunidad de murciélagos en los parches de cobertura de vegetación. Es complicado elaborar planes de remediación para sitios con modificados en la reserva, los esfuerzos podrían dirigirse hacia establecer diálogo con las comunidades y facilitar el acceso para seguir realizando proyectos. Este trabajo nos ayuda a entender el comportamiento de los murciélagos en esta zona como reflejo de la salud en la reserva.

CONCLUSIÓN

La variación estacional de las condiciones ambientales puede jugar un papel importante en la dinámica de las comunidades de vertebrados en el bosque tropical seco.

La comunidad de murciélagos en el Bosque Tropical Seco es dependiente de las propiedades intrínsecas de los organismos y de los factores ambientales que varían estacionalmente.

La comunidad de murciélagos gracias a su capacidad de desplazamiento y estrategias de forrajeo puede sobreponerse a las adversidades ocasionadas ante las modificaciones en el hábitat.

LITERATURA CITADA.

- Adams J. 1989. *Pteronotus davyi*. *Mammalian species* 346: 1-5.
- Álvarez-Castañeda S.T., Álvarez T. y N. González-Ruiz. 2015. **Guía para la identificación de los mamíferos de México en campo y laboratorio**. Asociación Mexicana de Mastozoología. México 528 pp.
- Alroy J. 2017. **Effects of habitat disturbance on tropical forest biodiversity**. *Proceeding of the National Academy of Science* 114(23): 6056–6061.
- Ávila-Cabadilla, L. D., Stoner K. E., Henry M. y M. Y. Álvarez-Añorve. 2009. **Composition, structure and diversity of phyllostomid bat assemblages in different successional stages of a tropical dry forest**. *Forest Ecology and Management* 258(6): 986–996.
- Bennett A. F. y D. A. Saunders. 2011. **Habitat fragmentation and landscape change**. En Navjot, S. y P. Ehrlich (Ed.) *Conservation Biology for All*. Oxford University Press. England, pp. 5: 88–106.
- Bernard E. y M. B. Fenton. 2007. **Bats in a fragmented landscape: Species composition, diversity and habitat interactions in savannas of Santarem, Central Amazonia, Brazil**. *Biological Conservation* 134: 332–343.
- Bocco, G., Mendoza, M., y O. R. Masera. 2001. **La dinámica del cambio del uso del suelo en Michoacán: Una propuesta metodológica para el estudio de los procesos de deforestación**. *Investigaciones geográficas*. *Investigaciones Geográficas* 44: 18–36.
- Bucio-Mendoza, S. 2014. **Sistemas de Innovación y reservas de la Biosfera: Acciones para el desarrollo regional sustentable en Zicuirán - Infiernillo**. UMSNH. Tesis de Doctorado. Instituto de Investigaciones económicas y empresariales. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Morelia, Michoacán, México. 225 pp.
- Ceballos G., Arroyo-Cabrales, y Medellín, R. A. (2002). **Mamíferos de México**. *Diversidad y conservación de los mamíferos neotropicales* 2: 377–413.
- Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP). 2014. **Programa de Manejo Reserva de la Biosfera Zicuirán-Infiernillo**. México. 270 pp.

- CONAFOR. 2011. **Manual y procedimientos para el muestreo de campo Re-muestreo.** México. 140 pp.
- Connor E. F. y E. D. McCoy. 1979. **The statistics and biology of the species-area relationships.** *American Naturalist* 113: 791–833.
- Cornejo-Latorre C., Rojas-Martínez A. E., Aguilar-López M. y L. G. Juárez-Castillo. 2011. **Abundancia estacional de los murciélagos herbívoros y disponibilidad de los recursos quiropterófilos en dos tipos de vegetación de la Reserva de la Biosfera Barranca de Metztitlán, Hidalgo, México.** *Therya* 2(2): 169–182.
- Cortés-Calva P. 2013. **Ecolocalización (una visión a los quirópteros).** *Therya* 4(1): 9–14.
- Cunto G. C. y E. Bernard. 2012. **Neotropical bats as indicators of environmental disturbance: what is the emerging message?** *Acta Chiropterologica* 14: 143–151.
- Daijing, 2023. **hillR. Diversity Through Hill Numbers.** R Package.
- De la Torre J. y R. Medellín. 2010. ***Pteronotus personatus* (Chiroptera: Mormoopidae).** *Mammalian species* 42: 244–250.
- Devictor V., Julliard R., Clavel J., Jiguet F., Lee A. y D. Couvet. 2008. **Functional biotic homogenization of bird communities in disturbed landscapes.** *Global Ecol. Biogeogr* 17: 252–261.
- Devictor V., Clavel J., Julliard R., Lavergne S., Mouillot D., Thuiller W., Venail P., Villéger S. y N. Mouquet. 2010. **Defining and measuring ecological specialization.** *Journal of Applied Ecology* 47: 15–25
- Denzinger A. y H. U. Schnitzler. 2013. **Bat guilds, a concept to classify the highly diverse foraging and echolocation behaviors of microchiropteran bats.** *Frontiers in Physiology*. 4(164): 1–15.
- Dirzo R., Young H. S., Galetti M., Ceballos G., Isaac N. J. y B. Collen. 2014. **Defaunation in the Anthropocene.** *Science* 345: 401–40.
- Echeverría C., Newton A., Lara A., Rey-Benayas J. M. y D. Coomes. 2007. **Impacts of forest fragmentation on species composition and forest structure in the**

- temperate landscape of southern Chile.** *Global Ecology and Biogeography* 16: 426–439.
- Estrada A. y R. Coates-Estrada. 2001. **Bat species richness in live fences and in corridors of residual rain forest vegetation at Los Tuxtlas, Mexico.** *Ecography* 34: 94–102.
- Estrada A. y R. Coates-Estrada. 2002. **Bats in continuous forest, forest fragments and in an agricultural mosaic habitat-island at Los Tuxtlas, Mexico.** *Biological Conservation* 103(2): 237–245.
- Fahrig L. 2003. **Effects of habitat fragmentation on biodiversity.** *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 34: 487–515.
- Fahrig L. y G. Merriam. 1985. **Habitat patch connectivity and population survival.** *Ecology* 66: 1762–1768.
- Fenton M. B., Rautenbach I. L., Smith, S. E., Swanepoel C. M., Grosell, J. y J. Jaarsveld. 1994. **Raptors and bats: threats and opportunities.** *Animal Behaviour* 48: 9–18.
- Fenton M. B., Acharya L., Audet D., Hickey M. B. C., Merriman C., Obrist M. K. y B. Adkins. 1992. **Phyllostomid bats (Chiroptera: Phyllostomidae) as indicators of habitat disruption in the Neotropics.** *Biotropica* 24(3): 440–446.
- Flemming T.H., Geiselman C. y W. J. Kress. 2009. **The evolution of bat pollination: a phylogenetic perspective.** *Annals of Botany*. 4: 1017–1043.
- Fleming T. H., Nuñez R. A., y L. D. S. L. Sternberg. 1993. **Seasonal changes in the diets of migrant and non-migrant nectarivorous bats as revealed by carbon stable isotope analysis.** *Oecologia* 94: 72–75.
- Fontúrbel F. E. y J. E. Jiménez. 2014. **Does bird species diversity vary among forest types? A local-scale test in Southern Chile.** *Naturwissenschaften* 101: 855–859.
- Freeman P.W. 1981. **A multivariate study of the family Molossidae (Mammalia, Chiroptera): morphology, ecology, evolution.** *Fieldiana Zool* 7: 1–173.
- 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(2): 239–243.

- Gallardo-Galaviz M. R. 2013. **Morfología alar y velocidad de vuelo de murciélagos en el Bosque La Primavera, Jalisco.** Tesis de Licenciatura. Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias. Universidad de Guadalajara. Jalisco, México. 79 pp.
- García-Estrada C., Damon A., Sanchez-Hernández C., Pinto L. S. y G. Ibarra-Núñez. 2006. **Bat diversity in montane rainforest and shaded coffee under different management regimes in southeastern Chiapas, Mexico.** *Biological Conservation* 132(3): 351–361.
- García-García J. y A. Santos-Moreno. 2013. **Efectos de la estructura del paisaje y de la vegetación en la diversidad de murciélagos filostómidos (Chiroptera: Phyllostomidae) de Oaxaca, México.** *Revista de Biología Tropical* 62 (1): 217–239.
- Gascon G., Lovejoy, T. E., Bierregaard R. O., Malcolm J. R., Stouffer P. C., Vasconcelos H. L., Laurance W. F., Zimmerman B., Tocher M. y S. Borges. 1999. **Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants.** *Biological Conservation* 91: 223–229.
- González A. O. 2016. **Respuesta de la avifauna a desmontes de pequeña escala en la selva tropical seca en la comunidad de La Guásima, Concordia, Sinaloa, México.** Tesis de Maestría. Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, A.C. Mazatlán, Sinaloa, México. 84 pp.
- González-Medrano F. 2004. **Las comunidades vegetales de México. Propuesta para la unificación de la clasificación y nomenclatura de la vegetación de México.** Instituto Nacional de Ecología, México DF. 81 pp.
- Gorressen P. M. y M. R. Willig. 2004. **Landscape responses of bats to habitat fragmentation in Atlantic Forest of Paraguay.** *Journal of Mammalogy* 85: 688–697.
- Guillén-Espinoza D. D. 2012. **Efecto del huracán Félix en la comunidad de murciélagos dispersores de semillas en la Región Autónoma del Atlántico Norte de Nicaragua.** Tesis de maestría. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza. 55pp.

- Humes, M. L., J. P. Hayes, y M. W. Collopy. 1999. **Bat activity in thinned, unthinned, and old-growth forests in western Oregon.** *The Journal of Wildlife Management* 63: 553–561.
- Ihl T., Bautista F. y M. E. Mendoza. 2016. **Conservación e intensidad de uso de la tierra en la reserva de la biósfera Zicuirán-Infiernillo, Michoacán.** *Terra digitalis* 1(1): 1–5.
- Ingala, M.I.M Simmons, N.B., Wultsch, C., Krampis, K., Provost, K.L. y S. L. Perkins. 2021. **Molecular diet analysis of neotropical bats based on fecal DNA metabarcoding.** *Ecology and Evolution* 11(12): 7474–7491.
- Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INNEC). 2007. **La cuenca del río Balsas.**
<http://www2.inecc.gob.mx/publicaciones2/libros/402/cuencabalsas.html#:~:text=El%20clima%20predominante%20de%20la,clim%C3%A1ticos%20prevalescientes%20en%20la%20cuenca.&text=El%20r%C3%ADo%20Balsas%20es%20la,la%20vertiente%20del%20Pac%C3%ADfico%20mexicano> (Consultada en mayo 2022).
- Ismari-Ramírez, L., Coates, R. y C. Alvar-González. 2017. **The understory bat community in a fragmented landscape in the lowlands of the Los Tuxtlas, Veracruz, Mexico.** *Therya* 8(2): 99–107.
- Jones, G., Jacobs, D.S., Kunz, T.H., Wilig, M.R. y P. A. Racey. 2009. **Carpe noctem: the importance of bats as bioindicators.** *Endanger. Species Res* 8: 93–115.
- Jung, T.S., Thompson, I., Titman, R. y A. Applejohn. 2013. **Habitat Selection by Forest bats in relation to mixed-wood stand types and structure in central Ontario.** *The Journal of Wildlife Management* 63(4): 1306–1319.
- Kalko, E., C. Handley y D. Handley. 1996. **Organization, diversity, and long-term dynamics of a neotropical bat community.** *Long-term studies of vertebrate communities* 16: 503–553.
- Kiser. 1906. *Eumops underwoodi*. *Mammalian species* 516: 1-4.

- Klingbeil, B. T., & Willig, M. R. (2010). **Seasonal differences in population-, ensemble- and community-level responses of bats to landscape structure in Amazonia.** *Oikos* 119(10): 1654–1664.
- Kunz TH, Braun de Torrez E, Bauer D, Lobova T. y T. H. Fleming. 2011. **Ecosystem services provided by bats.** *Annals of the New York Academy of Science* 1223: 1–38.
- Loayza A.P., Rios R.S. y D. M. Larrea-Alcázar. 2006. **Disponibilidad de recurso y dieta de murciélagos frugívoros en la Estación Biológica Tunquini, Bolivia.** *Ecología en Bolivia* 41(1): 7–23.
- Loureiro L., Engstrom M. y B. Lim. 2020. **Comparative phylogeography of mainland and insular species of Neotropical molossid bats (*Molossus*).** *Ecology and Evolution* 10: 38: 9–409.
- Mancina C. A., García-Rivera L. y B. W. Miller. 2012. **Wing morphology, echolocation, and resource partitioning in syntopic Cuban mormoopid bats.** *Journal of Mammalogy* 93: 1308–1317.
- Marinello M. M. y E. Bernard. 2014. **Wing morphology of Neotropical bats: a quantitative and qualitative analysis with implications for habitat use.** *Canadian Journal of Zoology* 92: 141–147.
- Martínez-Gómez D., González-Lazo D., Saldaña-Tapia, O. A. y J. A. Flores-Pacheco. 2020. **Estructura de comunidades de murciélagos como bio-indicadores del hábitat en la Reserva Biológica Indio Maíz.** *Revista Científica de FAREM-Esteli* 34: 180–199.
- MacGregor-Fors I., Escobar F., Escobar-Ibáñez J. F., Mesa-Sierra N., Alvarado F., Rueda-Hernández R., Moreno C.E., Falfán I., Corro E. J., Pineda E., Bourg A., Aguilar-López J. L., y L. Dáttilo. **Shopping for Ecological Indices? On the Use of Incidence-Based Species Compositional Similarity Measures.** *Diversity* 14(15): 384. <https://doi.org/10.3390/d14050384>
- Mena J. L., y R. A. Medellín. 2010. **Small mammal assemblages in a disturbed tropical landscape at Pozuzo, Peru.** *Mammalian Biology* 75(1): 83–91.

- Mena J.L. 2010. **Respuestas de los murciélagos a la fragmentación del bosque en Pozuzo, Perú.** *Revista Peruana de Biología* 17(3): 277–284.
- Miller, B. W. 2001. **A method for determining relative activity of free flying bats using a new activity index for acoustic monitoring.** *Acta Chiropterologica*. 3(1): 93–105.
<https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2010.00738>.
- Montero-Muñoz J. y J. Sáenz. 2007. **Riqueza, abundancia y diversidad de murciélagos en diferentes hábitats y su relación con la forma y el tamaño de los fragmentos en una zona de bosque seco tropical de Costa Rica.** Evaluación y conservación de biodiversidad en paisajes fragmentados de Mesoamérica. Editorial INBio. Costa Rica. 15: 394–419.
- Montero J. y C. Espinoza, C. 2002. **Murciélagos filostómidos (Chiroptera, Phyllostomidae) como indicadores del estado del hábitat en el Parque Nacional Piedras Blancas, Costa Rica.** Tesis de Licenciatura. Instituto Nacional de biodiversidad de Costa Rica. San José, Costa Rica. 38 pp.
- Murillo-García O. y M. Bedoya-Durán. 2014. **Distribution and abundance of bat assemblages among different forest covers in Gorgona National Natural Park, Colombia.** *Revista de Bioogía Tropical* 62: 419–434.
- Muylaert R. L., Stevens R. D. y M. C Ribeiro. 2016. **Threshold effect of habitat loss on bat richness in cerrado-forest landscapes.** *Ecological Applications* 26: 1854–1867.
- Norberg, U. M. y J. M. V. Rayner. 1987. **Ecological morphology and flight in bats (Mammalia; Chiroptera): wing adaptations, flight performance, foraging strategy and echolocation.** *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. B*. 316: 335–427.
- Norberg U. M., Kunz T. H., Steffensen J. F., Winter Y. y O. Von Helversen. 1993. **The cost of hovering and forward flight in a nectar-feeding bat, *Glossophaga soricina*, estimated from aerodynamic theory.** *Journal of Experimental Biology* 182: 207–227.

- Novoa S., Cadenillas R. y V. Pacheco. 2011. **Dispersión de semillas por murciélagos frugívoros en bosque del parque nacional Cerros de Amotape, Tumbes, Perú.** *Mastozoología Neotropical* 18(1): 81–93.
- Obrist M. K. 1995. **Flexible bat echolocation: the influence of individual, habitat and conspecifics on sonar signal design.** *Behavioral Ecology and Sociobiology* 36: 207–219.
- Oksanen J., Simpson G. L., Blanchet F. G., Kindt R., Legendre P., Minchin P., O’hara R. B., Solymos P., Stevens H. H., Szoecs E., Wagner H., Barbour M., Bedward M., Bolker B., Borcard D., Carvalho G., Chirico M., De Caceres M., Durand S. y H. B. Antoniazzi-Evangelista. 2022. **Vegan’. Community Ecology Package.**
- Olea-Wagner A., Lorenzo C., Naranjo E., Ortiz D. y L. León-Paniagua. 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.
- Otavo C. y S. Echeverría. 2017. **Fragmentación progresiva y pérdida de hábitat de bosques naturales en uno de los hotspot mundiales de biodiversidad.** *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 88: 924–935.
- Patel N. 2018. **CanopyCapture (1.0.2)** [Aplicación móvil] Google Play. Descargable en: <https://play.google.com/store/apps/details?id=com.nikhilpatel.canopycapture&hl=es&gl=US>.
- Peixoto F.P., Henrique P., Braga P., y P. Mendes. 2018. **A synthesis of ecological and evolutionary determinants of bat diversity across spatial scales.** *BMC Ecology* 18: 1–14.
- Peña-Cuellar E., Benítez-Malvido J., Ávila-Cabadilla L. A., Martínez-Ramos M. y A. Estrada. 2015. **Structure and diversity of phyllostomid bat assemblages on riparian corridors in a human-dominated tropical landscape.** *Ecology and Evolution* 5(4): 903–913.
- Ramírez-Chavez H., Mejía-Egas O. y G. Zambrano-G. 2008. **Anotaciones sobre dieta, estado reproductivo, actividad y tamaño de colonia del murciélago mastín**

- común (*Molossus molossus*: Molossidae) en la zona urbana de Popayán, Departamento del Cauca, Colombia.** *Chiroptera Neotropical* 14(2): 384–390.
- Reis, N.R. y Muller, M. F. 1995. **Bat diversity of forest and open areas in a subtropical region of south Brazil.** *Ecología Austral* 5: 31–36.
- Roncancio N. y V. Estévez. 2007. **Evaluación del ensamblaje de murciélagos en áreas sometidas a regeneración natural y a restauración por medio de plantaciones de Aliso.** *Museo de Historia Natural* 11: 131–143.
- Salgado-Mejia F., López-Wilchis R. M., Guevara-Chumacero L., Valverde-Padilla P., Corcuera Martínez del Río P., Porto-Ramírez S., Rojas-Martínez I. y g. Sámano-Barbosa. 2021. **Characterization of assemblages in neotropical cave dwelling bats based on their diet, wing morphology, and flight performance.** *Therya*, 12(3): 435–447.
- Sánchez-Hernández C., Romero-Almaraz M., Colín-Martínez H., y C. García-Estrada. 2001. **Mamíferos de cuatro áreas con diferente grado de alteración en el sureste de México.** *Acta Zoológica Mexicana*. 84: 35–48.
- Santos T. y J. L Tellería. 2006. **Pérdida y fragmentación del hábitat: efecto sobre la conservación de las especies.** *Ecosistemas* 2: 3–12.
- Schulze M.D., Seavy N.E. y D. F. Whitacre. 2000. **A comparison of phyllostomid bat assemblages in undisturbed Neotropical Forest and in forest fragments of a slash-and-burn farming mosaic in Peten, Guatemala.** *Biotropica* 32: 174–184.
- Sistema Nacional de Trámites (SINAT), Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. 2010. **Manifestación de impacto ambiental modalidad regional para el aprovechamiento forestal maderable y no maderable de predios circunscritos en la Reserva de la Biosfera Zicuirán-Infiernillo correspondiente a los municipios de la Huacana y Churumuco en el estado de Michoacán.** Recuperado el 15 de julio del 2021 en: <http://sinat.semarnat.gob.mx/dgiraDocs/documentos/mich/estudios/2010/16MI2010FD003.pdf>

- Smart S.M., Thompson K., Marrs R. H., Le Duc M.G., Maskell L.C. y L. G. Firbank. 2006. **Biotic homogenization and changes in species diversity across human-modified ecosystems.** *Proceedings of the Royal Society of London Series B, Biological Science* 273: 2659–2665.
- Speakman J. R. 2001. **The evolution of flight and echolocation in bats: another leap in the dark.** *Mammal Review* 31: 111–130.
- Sperr E., Caballero-Martínez L., Medellín R. y M. Tschapka. 2011. **Seasonal changes in species composition, resource use and reproductive patterns within a guild of nectar-feeding bats in a west Mexican dry forest.** *Journal of Tropical Ecology*. 27(2): 133–145. doi:10.1017/S0266467410000714
- Steinmann, V.W. 2021. **Flora y Vegetación de la Reserva de la Biósfera Zicuirán-Infiernillo, Michoacán, México.** *Botanical Science* 99(3): 661–707.
- Stoner K. 2005. **Phyllostomid Bat Community Structure and Abundance in Two Contrasting Tropical Dry Forests.** *Biotropica* 37(4): 591–599.
- Suárez-Suárez M. 2014. **Distribución actual y potencial del murciélago amarillo *Rhogeessa mira* en la Depresión de Balsas, Michoacán, México.** Tesis de maestría. Instituto de Investigaciones económicas y empresariales. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Morelia, Michoacán, México. 225 pp
- Tavares V. 2013. **Phyllostomid bat wings from Atlantic Forest bat ensembles: an ecomorphological study.** *Chiroptera Neotropical* (19)3: 57–70.
- Trejo, I., y Dirzo, R. (2000). **Deforestation of seasonally dry tropical forest.** *Biological Conservation* 94(2): 133–142.
- Vandermeer J. H. 1972. **Niche Theory.** *Annual Review of Ecology, Systematics and Evolution*. 3: 107–132.
- Vargas-Espinoza A., Aguirre L. F., Galarza M. I. y E. Gareca. 2008. **Ensamble de murciélagos en sitios con diferente grado de perturbación en un bosque montano del Parque Nacional Carrasco, Bolivia.** *Mastozoología Neotropical* 15(2): 297–308.

- Vela-Vargas M. y J. Pérez-Torres. 2012. **Murciélagos asociados a remanentes de bosque seco tropical en un sistema de ganadería extensiva (Colombia).** *Chiroptera Neotropical* 18(1): 1089–1100.
- Weiss S. L. A. 2007. **Avifauna en un paisaje antropizado en el Parque Estatal de la Sierra, Tabasco.** Tesis de doctorado. El Colegio de la Frontera Sur. Tabasco, México. 83 pp.
- Yañez-Arenas C., Mandujano S., Martínez-Meyer E., Pérez-Arteaga A. y González-Zamora A. 2012. **Modelación de la distribución potencial y el efecto del cambio de uso de suelo en la conservación de los ungulados silvestres del Bajo Balsas, México.** *Therya*. 3(1): 67-79.
- Zamora-Gutierrez V., López-González C., MacSwiney-González M. C., Fenton B., Jones G., Kalko E. K. V. y Jones K. E. 2016. **Acoustic identification of Mexican bats based on taxonomic and ecological constraints on call design.** *Methods in Ecology and Evolution*, 7(9): 1082–1091. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12556>

ANEXOS

Tabla 2 Listado taxonómico de especies registradas por sitio de manera anual en la Reserva de la Biósfera de Zicuirán-Infiernillo.

Familia	Especie	Acrónimo	Carga alar	Gremio alimenticio
Emballonuridae	<i>Baliantiopteryx plicata</i>	Balpli	Baja	Consumidor de artrópodos
	<i>Eumops underwoodi</i>	Eumund	Alta	Consumidor de artrópodos
	<i>Molossus molossus</i>	Molmol	Alta	Consumidor de artrópodos
	<i>Molossus rufus</i>	Molruf	Alta	Consumidor de artrópodos
	<i>Molossus sinaloe</i>	Molsin	Alta	Consumidor de artrópodos
Molossidae	<i>Nyctinomops femorosaccus</i>	Nycfem	Alta	Consumidor de artrópodos
	<i>Nyctinomops laticaudatus</i>	Nyclat	Alta	Consumidor de artrópodos
	<i>Nyctinomops macrotis</i>	Nycmac	Alta	Consumidor de artrópodos
	<i>Promops centralis</i>	Procen	Alta	Consumidor de artrópodos
	<i>Tadarida brasiliensis</i>	Tadbra	Baja	Consumidor de artrópodos
Mormoopidae	<i>Mormoops megalophylla</i>	Mormeg	Alta	Consumidor de artrópodos
	<i>Pteronotus davyi</i>	Ptedav	Alta	Consumidor de artrópodos
	<i>Pteronotus parnellii</i>	Ptepar	Baja	Consumidor de artrópodos
	<i>Pteronotus personatus</i>	Pteper	Baja	Consumidor de artrópodos
	<i>Natalus stramineus</i>	Natstr	Baja	Consumidor de artrópodos
Natalidae	<i>Anoura geoffroyi</i>	Anogeo	Baja	Consumidor de rec. Vegetales.
	<i>Artibeus jamaicensis</i>	Artjam	Alta	Consumidor de rec. Vegetales.
	<i>Artibeus lituratus</i>	Artlit	Alta	Consumidor de rec. Vegetales.
	<i>Leptonycteris yerbabunae</i>	Lepyer	Alta	Consumidor de rec. Vegetales.
	<i>Sturnira ludovici</i>	Stulud	Baja	Consumidor de rec. Vegetales.
Phyllostomidae	<i>Corynorhinus mexicanus</i>	Cormex	Baja	Consumidor de artrópodos
	<i>Corynorhinus townsendii</i>	Cortow	Baja	Consumidor de artrópodos
	<i>Eptesicus brasiliensis</i>	Eptbra	Baja	Consumidor de artrópodos
	<i>Eptesicus furinalis</i>	Eptfur	Baja	Consumidor de artrópodos
	<i>Lasiurus blossevillii</i>	Lasblo	Alta	Consumidor de artrópodos
Vespertillionidae	<i>Lasiurus cinereus</i>	Lascin	Alta	Consumidor de artrópodos
	<i>Dasypterus ega</i>	Dasega	Alta	Consumidor de artrópodos
	<i>Myotis auricularis</i>	Myoaur	Alta	Consumidor de artrópodos
	<i>Myotis californicus</i>	Myocal	Baja	Consumidor de artrópodos
	<i>Myotis thysanodes</i>	Myothy	Baja	Consumidor de artrópodos

<i>Myotis velifer</i>	Myovel	Baja	Consumidor de artrópodos
<i>Rhogeessa parvula</i>	Rhopar	Baja	Consumidor de artrópodos

Kevin Josafat Ayuso Carrillo

Evaluación del efecto de la modificación del hábitat en la diversidad de murciélagos en la Reserva d

 Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo

Detalles del documento

Identificador de la entrega

trn:oid::3117:432603954

Fecha de entrega

21 feb 2025, 8:01 a.m. GMT-6

Fecha de descarga

21 feb 2025, 8:03 a.m. GMT-6

Nombre de archivo

Evaluación del efecto de la modificación del hábitat en la diversidad de murciélagos en la Reserv....pdf

Tamaño de archivo

1.6 MB

57 Páginas

13,311 Palabras

76,147 Caracteres

34% Similitud general

El total combinado de todas las coincidencias, incluidas las fuentes superpuestas, para ca...

Fuentes principales

- 33%  Fuentes de Internet
- 25%  Publicaciones
- 0%  Trabajos entregados (trabajos del estudiante)

Marcas de integridad

N.º de alertas de integridad para revisión

No se han detectado manipulaciones de texto sospechosas.

Los algoritmos de nuestro sistema analizan un documento en profundidad para buscar inconsistencias que permitirían distinguirlo de una entrega normal. Si advertimos algo extraño, lo marcamos como una alerta para que pueda revisarlo.

Una marca de alerta no es necesariamente un indicador de problemas. Sin embargo, recomendamos que preste atención y la revise.

Formato de Declaración de Originalidad y Uso de Inteligencia Artificial

Coordinación General de Estudios de Posgrado
Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo



A quien corresponda,

Por este medio, quien abajo firma, bajo protesta de decir verdad, declara lo siguiente:

- Que presenta para revisión de originalidad el manuscrito cuyos detalles se especifican abajo.
- Que todas las fuentes consultadas para la elaboración del manuscrito están debidamente identificadas dentro del cuerpo del texto, e incluidas en la lista de referencias.
- Que, en caso de haber usado un sistema de inteligencia artificial, en cualquier etapa del desarrollo de su trabajo, lo ha especificado en la tabla que se encuentra en este documento.
- Que conoce la normativa de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, en particular los Incisos IX y XII del artículo 85, y los artículos 88 y 101 del Estatuto Universitario de la UMSNH, además del transitorio tercero del Reglamento General para los Estudios de Posgrado de la UMSNH.

Datos del manuscrito que se presenta a revisión		
Programa educativo	Programa Institucional de Maestría en Ciencias Biológicas	
Título del trabajo	Evaluación del efecto de la modificación del hábitat en la diversidad de murciélagos en la Reserva de la Biosfera Zicuirán-Infiernillo	
4	Nombre	Correo electrónico
Autor/es	Kevin Josafat Ayuso Carrillo	2251442c@umich.mx
Director	Alejandro Salinas Melgoza	Alejandro.salinas@umich.mx
Codirector		
Coordinador del programa	Alejando Hiram Marín Leyva	alejandro.marin@umich.mx

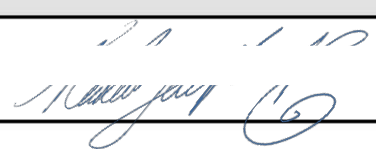
Uso de Inteligencia Artificial		
Rubro	Uso (sí/no)	Descripción
Asistencia en la redacción	no	

Formato de Declaración de Originalidad y Uso de Inteligencia Artificial

Coordinación General de Estudios de Posgrado
Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo



Uso de Inteligencia Artificial		
Rubro	Uso (sí/no)	Descripción
Traducción al español	no	
Traducción a otra lengua	no	
Revisión y corrección de estilo	no	
Análisis de datos	no	
Búsqueda y organización de información	no	
Formateo de las referencias bibliográficas	no	
Generación de contenido multimedia	no	
Otro	no	

Datos del solicitante	
Nombre y firma	Kevin Josafat Ayuso Carrillo 
Lugar y fecha	20 febrero del 2025