UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE MEDICINA VETERINARIA Y ZOOTECNIA

ESPECIFICIDAD FILOGENÉTICA DE ECTOPARÁSITOS (STREBLIDAE) EN MURCIÉLAGOS DE SITIOS TRANSFORMADOS PARA PRODUCCIÓN PECUARIA

TESIS

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE

MÉDICO VETERINARIO ZOOTECNISTA

PRESENTA

VÍCTOR MANUEL RODRÍGUEZ VALENCIA

Asesores:

Dr. Rafael Ojeda Flores

Dr. Ángel Rodríguez Moreno

Ciudad Universitaria, Cd. Mx. 2018

Universidad Nacional Autónoma de México
UNAM
Biblioteca Central
Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

DEDICATORIA

A mi Familia

AGRADECIMIENTOS

A todos aquellos que estuvieron ahí con su ayuda y apoyo a cada momento, desde el trabajo de campo, el procesamiento de muestras y el entendimiento de los datos, compartiendo consejos, comidas, risas y preocupaciones.

A mis asesores quienes me guiaron en este proceso y me apoyaron a cada paso, en especial al Dr Rafael Ojeda flores, por su completa dedicación e infinita paciencia durante esta etapa, como amigo, educador y asesor gracias por todas las oportunidades y enseñanzas.

Al Dr Oscar Rico Chávez por su conocimiento en el análisis de los datos y su tiempo en la enseñanza de estos.

Al Instituto de Biología de la UNAM, que nos abrió sus puertas al Laboratorio de Sistemas de Información Geográfica y al Laboratorio de Acarología en especial a la MC. Griselda Montiel Parra, por su asesoría en la identificación de Streblidos y por su ayuda en la confirmación de especies.

A mi Jurado por todo su apoyo y porque con cada corrección me ayudaron a crecer un poco más como investigador.

A los proyectos DGAPA-PAPIIT UNAM IV200715 y DGAPA-PAPIME UNAM PE209417 que financiaron esta tesis.

Pero sobre todo al Laboratorio de Ecología de Enfermedades y Una Salud y a todos los que conforman este grupo, que nos adoptaron al salir de la carrera y nos enseñaron que en un mismo grupo puedes encontrar a los mejores guías, excelentes colegas , sobresalientes colaboradores y los mejores amigos , así como a la Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, por los años de aprendizaje y desarrollo y a la Universidad Nacional Autónoma de México por esta experiencia y las puertas que me abrió para un futuro.

Contenido

RESUMEN VI
INTRODUCCIÓN 1
OBJETIVO GENERAL 8
OBJETIVOS ESPECÍFICOS 9
HIPÓTESIS 9
MATERIAL Y METODOS 9
Área de estudio 9
Captura de murciélagos 13
Colecta de ectoparásitos 14
Identificación taxonómica 14
Análisis de datos 15
RESULTADOS 16
DISCUSIÓN 28
CONCLUSIÓN 33

Cuadros

Cuadro 1: Uso de suelo en el Municipio de Tlapacoyan, Veracruz. Modificado de INEGI 2013 10
Cuadro 2: Uso de suelo en el municipio de Úrsulo Galván, Veracruz. Modificado de INEGI 2013 11
Cuadro 3: Uso de suelo en el municipio de San Andrés Tuxtlas, Veracruz. Modificado de INEGI 2013 12
Cuadro 4: Sistemas productivos muestreados en la zona centro y sur del Estado de Veracruz, México 13
Cuadro 5: Abundancia y riqueza de especies de murciélagos capturados por tipo de uso de suelo 17
Cuadro 6: Abundancia y riqueza de especies de ectoparásitos capturados por tipo de uso de suelo 17
Cuadro 7: Murciélagos con más de 10 individuos muestreados 23

Figuras

Figura 1 : Mapa de Tlapacoyan, los puntos blancos marcan los sitios muestreados durante el estudio 10
Figura 2: Mapa del municipio de Úrsulo Galván, los puntos blancos marcan los sitios muestreados durante el estudio 11
Figura 3: Mapa del municipio de San Andrés Tuxtlas, los puntos blancos marcan los sitios muestreados durante el estudio..... 12
Figura 4: Cuadro ausencia presencia de ectoparásitos con sus hospederos por cercanía filogenética 19
Figura 5: Cuadro presencia ausencia de las 7 especies de ectoparásitos, Acahual 20
Figura 6: Cuadro presencia ausencia de las 7 especies de ectoparásitos, Silvopastoril..... 20
Figura 7: Cuadro presencia ausencia de las 7 especies de ectoparásitos, Pastizal 21
Figura 8: Gráfica de correlación de riqueza de ectoparásitos con la abundancia de los murciélagos muestreados..... 22
Figura 9: AF de 7 ectoparásitos presentes en todos los tipos de uso de suelo, por tipo de uso de suelo 24
Figura 10: AF de los murciélagos con abundancia mayor a 10 por tipo de uso de suelo 24
Figura 11: Valores de AF de todos los ectoparásitos en los distintos tipos de uso de suelo por frecuencia 25
Figura 12: AF de los 7 ectoparásitos presentes en todos los tipos de uso de suelo por frecuencia 26
Figura 13: Valores de AF de todos los ectoparásitos en los distintos tipos de uso de suelo por pool genético 27
Figura 14: AF de los 7 ectoparásitos presentes en todos los tipos de uso de suelo por pool genético .....**¡Error! Marcador no definido.**

RESUMEN

RODRÍGUEZ VALENCIA VÍCTOR MANUEL. **Especificidad filogenética de ectoparásitos (Streblidae) en murciélagos de sitios transformados para producción pecuaria.** (Bajo la dirección del Dr. Rafael Ojeda Flores y el Dr. Ángel Rodríguez Moreno.)

El análisis de métricas ecológicas y filogenéticas como: abundancia, riqueza y filogenia de comunidades permite estudiar el efecto del cambio de uso de suelo sobre las interacciones entre fauna silvestre, animales domésticos y humanos, así como agentes patógenos y vectores. Este trabajo calculó el agrupamiento filogenético como un indicador de la especificidad filogenética de los ectoparásitos de la familia Streblidae suponiendo que la modificación de las comunidades de murciélagos asociada a una elevada transformación de hábitat por actividades agropecuarias favorece la pérdida de especificidad filogenética de las infra comunidades de ectoparásitos.

El estudio se realizó en ocho producciones ganaderas del centro y sur del estado de Veracruz con distinto grado de perturbación.

Se colectaron 995 ectoparásitos, de 29 especies en 944 murciélagos representados por 23 especies, de los cuales 345 hospedaban al menos un individuo de la familia Streblidae. Se obtuvo el agrupamiento filogenético de todos los ectoparásitos en cada tipo de uso de suelo calculando el tamaño estandarizado de la diversidad filogenética de los hospederos usados por los ectoparásitos. Se observó un efecto del gradiente de tipo de hábitat en especies de Streblidos, *Trichobius assimilis, Megistopoda aranea* y *Aspidoptera phyllostomatis*.

El valor de agrupamiento filogenético del presente estudio no mostró cambios significativos a través del gradiente de uso de suelo ($p > 0.05$) por lo que no se puede usar como una herramienta única para conocer el estado de salud de un hábitat, si no como un análisis complementario a otros índices.

INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas terrestres han sufrido grandes transformaciones en las últimas décadas. La mayoría de éstas se relacionan con la modificación y degradación de la cobertura del terreno por la intensificación del uso del suelo para permitir el desarrollo de distintas actividades económicas (Bonfilio *et al*., 2009). La producción agropecuaria es considerada como uno de los factores principales relacionados con el cambio de uso de suelo a nivel mundial pues se traduce en la pérdida de aproximadamente 94,000 km^2 de superficie forestal cada año, además de que con ello se pierden también los servicios ecosistémicos que naturalmente ofrecían los ambientes antes de ser afectados (FAO, 2010a).

A nivel nacional únicamente el 32% del territorio mexicano representa paisajes forestales o selváticos. Estos se encuentran distribuidos en parches a lo largo del país, divididos en diferentes tipos de usos de suelo según las distintas actividades económicas que se desarrollan en ellos, tales como la ganadería, la agricultura, y la urbanización. A nivel nacional se estima una pérdida de cerca de 3,540 km^2 cada año (FAO, 2010b) Veracruz es el principal estado productor de ganado bovino en nuestro país, destacando que para el 2014 se reportaron 3.4 millones de cabezas de ganado con una tasa de crecimiento anual del 8.28% (INEGI, 2014). Además, representa uno de los estados con mayor tasa de cambio de uso de suelo, con una pérdida anual calculada de 2.11% de su territorio conservado (SEMARNAT, 2013) .

Esta extensa modificación y/o destrucción de los hábitats ha creado una compleja gama de configuraciones en los paisajes, también ha fomentado su fragmentación y con ello ha propiciado cambios permanentes en la estructura de las comunidades naturales que los habitan. (Suzán *et al*., 2008) Esta modificación afecta aspectos importantes como el comportamiento de los individuos, la dinámica de poblaciones y la composición de comunidades (Trilleras *et al*., 2015). Los cambios en los ecosistemas tienen un impacto ecológico importante en todas las escalas, tanto a

nivel de las comunidades que los componen, como a nivel de sus interacciones (Lambin, 2016). Así mismo, se ha reconocido que estos cambios pueden alterar la ecología de las enfermedades infecciosas, lo que puede conducir al establecimiento de nuevas vías de transmisión de patógenos (Suzán *et al*., 2008) al incrementar la interacción entre las comunidades silvestres, los animales domésticos e incluso los humanos. Esto adiciona nuevos eslabones en los ciclos de las enfermedades, tales como la aparición de hospederos accidentales, nuevos vectores y nuevos patógenos emergentes (Keesing *et al*., 2010).

La perturbación del hábitat, al causar pérdida en la biodiversidad, favorece a los hospederos y vectores de enfermedades considerados generalistas de hábitat. Estas presentan altas tasas reproductivas y de crecimiento, lo que incrementa así el riesgo de brotes de enfermedades (Guo *et al*., 2018). Lo anterior ha cobrado especial relevancia en las últimas décadas pues el 75% de las enfermedades emergentes y reemergentes tienen su origen en comunidades animales tanto domesticas como silvestres (Chomel *et al*., 2007). Particularmente, las enfermedades transmitidas por vector (ETV) son responsables de aproximadamente el 17% de las enfermedades en la población humana con 1 millón de muertes al año, además de presentar a su vez un alto impacto sobre la salud animal (Heras y Sierra, 2016). Las elevadas tasas de morbilidad y el efecto detrimental que las ETV tienen sobre la producción animal se ha visto reflejado a través de grandes repercusiones económicas y sociales (Basili y Belloc, 2015).

Entender cómo se modifican los patrones ecológicos en un hábitat fragmentado es clave para comprender el impacto que tiene la perturbación sobre la dinámica de los diferentes ecosistemas y a diferentes escalas (Ries *et al*., 2004). El uso de bioindicadores es una herramienta útil para conocer el estado de salud de un ecosistema. Esto consiste en el monitoreo de especies de vertebrados e invertebrados, de elevada abundancia en el ecosistema a evaluar, y que además son ecológica, taxonómica y tróficamente diversas, por lo que se considera que tienen un papel importante dentro del ecosistema y que responden a cambios

medioambientales de forma cuantitativa y predecible. Se han destacado como buenos bioindicadores a las aves, los murciélagos y los roedores (Russo y Jones, 2012).

Los miembros del orden Quiróptera están distribuidos ampliamente en diversos ecosistemas. Solo ausentes en las regiones árticas del planeta, los murciélagos poseen en los trópicos poblaciones con valores elevados de diversidad y abundancia. Esto los convierte en el segundo orden con mayor riqueza, representando más del 20% de la diversidad total de mamíferos con cerca de 1,200 especies conocidas (Pearce y Venier, 2005). Debido a sus patrones evolutivos, los murciélagos están presentes en todos los niveles de la red trófica, ya que se alimentan, según la especie, de frutos, néctar, polen, peces, sangre, vertebrados, hojas o invertebrados (Medellín *et al*., 2000). Gracias a estas características tróficas desempeñan funciones ecológicas de gran importancia como son la polinización, la dispersión de semillas, y la regulación de poblaciones de insectos. Esto les confiere un papel crucial en el control de vectores transmisores de enfermedades en los ecosistemas en los que habitan. Aunado a eso, la elevada dependencia que presentan algunas especies a los recursos medioambientales y el alto grado de especialización en su alimentación y del uso de refugios, los hace altamente susceptibles a las modificaciones de hábitat, por lo que son considerados como excelentes bioindicadores (Russo y Jones, 2012). Es decir, que la ausencia de algún recurso determina la desaparición de ciertas especies (Blair, 1999). Sin embargo, no se puede descartar que existan especies generalistas de hábitat que se vean favorecidas en sitios con mayor grado de perturbación, como es el caso de las especies *Desmodus rotundus y Carollia sp*, entre otras (Medellín *et al*., 2000).

Se ha reconocido que todos los organismos son hospederos de algún parásito, sea externo o interno, por lo que se coloca al parasitismo como la asociación biológica más común en el planeta (Lederberg, 1997). Los parásitos son dependientes del estado de salud de sus hospederos, el cual se ve influenciado directamente por el estado de conservación de su hábitat. Dada a esta sensibilidad, las comunidades

parasitarias también pueden desempeñar el papel de bioindicadores (Marcogliese, 2005).

Entre los ectoparásitos que se encuentran asociados a murciélagos se han registrado principalmente artrópodos de las familias *Nycteribiidae*, *Streblidae*, *Spinturnicidae*, *Ixodidae* y *Argasidae* (Salinas *et al*., 2016)(Santos *et al*., 2013). La intensidad de infestación en los hospederos se relaciona con factores como el estado de salud de la especie de murciélago, sus patrones conductuales, el tipo de refugio que utilizan y el estado del hábitat (Hofstede y Fenton, 2005). Estos parásitos muchas veces actúan como vectores de enfermedades, haciendo a sus hospederos portadores, por lo que constituyen un eslabón fundamental en la dinámica de las enfermedades zoonóticas. Estas asociaciones son favorecidas por la estrecha relación evolutiva que se mantiene entre vectores y hospederos (De la Fuente *et al*., 2017). Existen diversos reportes de ejemplares pertenecientes a las familias de ectoparásitos mencionadas anteriormente como portadores/vectores de enfermedades zoonóticas. Por ejemplo, se han reportado casos de *Rickettsia sp.* en las familias Ixodidae y Argasidae (Estrada Peña y Sánchez Acedo, 1998), de *Coxiella burnetii* en *Ixodes vespertilionis,* de *Bartonella spp*. en la familia Nycteribidae, así como de otras enfermedades de interés en salud pública, como lo son la leishmaniasis y la borreliosis (Berzunza-Cruz *et al*., 2015,Leulmi *et al*., 2016).

Las moscas parásitas de los murciélagos pertenecientes a la familia Streblidae (Subfamilia: Hippoboscoidea) son dípteros hematófagos con una elevada abundancia en ambientes tropicales y una alta riqueza latitudinal con tendencia al hemisferio Oeste para la familia Streblidae con 230 especies a nivel mundial, de las cuales 51 habitan en México y 23 de ellas en el estado de Veracruz (Cuxim-Koyoc *et al*., 2016). Estos parásitos presentan una estrecha asociación con sus hospederos. Tanto su ciclo de vida como su morfología se han adaptado a los murciélagos con el paso del tiempo, ocasionando que pasaran de ser moscas asociadas al guano en las cuevas a ser ectoparásitos hematófagos altamente relacionados a los murciélagos (Dittmar *et al*., 2015). Entre algunas de las adaptaciones ligadas a esta conversión se encuentran la reducción alar, el

desarrollo de estructuras de sujeción, la reducción de su visibilidad, el desarrollo de sistemas sensoriales refinados para la detección del hospedero, así como la modificación de un desarrollo post-embrionario que tiene lugar dentro de la hembra. Por ejemplo, debido a esta última modificación y al desarrollo del sistema sensorial y selectivo de las moscas hacia especies específicas de hospederos, un único huevo eclosiona dentro del abdomen de la hembra y la larva se alimenta a partir de glándulas especializadas que secretan un líquido nutritivo, (Klimpel, 2013) una vez alcanzada la fase 3 del estado larvario, la hembra larviposita una prepupa en el sustrato del refugio de los murciélagos hospederos. Esta prepupa pasa a pupa inmediatamente (Dittmar *et al*., 2015) en un periodo de 2 a 3 semanas según la especie eclosiona una mosca adulta teneral (sin alimentarse) y busca un hospedero definitivo. Dado que estas dos últimas etapas son las únicas en las que el parásito baja del hospedero, en aquellos casos donde la deposición de los estadios prepupa ocurre lejos de un hospedero específico, la mosca teneral puede cambiar de hospedero (Hofstede y Fenton, 2005).

Debido a su ciclo de vida particular, las moscas de los murciélagos interactúan con dos nichos ecológicos de importancia en sus ciclos de vida, uno en su fase adulta y otro en la etapa de pupa. En ambas ocasiones se ejerce una amplia gama de presiones de selección que debieron influenciar directamente sobre la especiación y selección de sus hospederos, pues dentro de la familia Streblidae se ha reconocido un 55% de especies monoxenas, es decir, especies que habitan una sola especie de hospedero (Klimpel , 2013).

La especificidad filogenética (EF) es una propiedad fundamental en la relación parásito-hospedero que mide el grado en el que una especie de parásito está sujeto a una estricta asociación con una especie de hospedero (Poulin *et al*., 2011). La EF determina la magnitud con la cual un parásito puede usar distintos hospederos, es decir, cuando una especie parásita está asociada estrictamente a una sola especie de hospedero se entiende que presenta una elevada EF. Por el contrario, si un parásito está asociado a una variedad de especies de hospederos, se considera que tiene una baja EF. Este concepto es clave para entender cómo es que algunos

parásitos han prevalecido aun cuando se han extinto sus hospederos, al igual que cuando estos hospederos son introducidos en nuevas áreas por procesos de presión ambiental a lo largo de su existencia (Klimpel , 2013) Es decir, cómo la relación de especificidad entre ectoparásitos y hospederos es moldeada por presiones evolutivas a través del tiempo (Poulin y Mouillot, 2003).

Entendiendo a la especificidad parásito-hospedero como el rango taxonómico de hospederos de una especie de parasito, se desarrolló una nomenclatura para entender esta relación y su nivel de asociación. (Herrin y Tipton, 1967).

- Monoxena: Especie parásita que se asocia a una sola especie de hospedero.
- Estenoxena: Especie parásita que se asocia en dos o más especies de hospederos de un mismo género.
- Oligoxena: Especie parásita que se asocia a dos o más especies de la misma familia de hospederos.
- Polixena: Especie parásita que se encuentra en más de dos especies del mismo orden.
- Sinoxena: Dos o más especies parásitas que pertenecen a un mismo género y se encuentran en la misma especie de hospedero al mismo tiempo.
- Eurixena: Especie parásita que se asocia a dos o más especies de hospederos de diferente orden.

La anterior clasificación tiene una gran importancia como base en el conocimiento sobre la asociación parasito-hospedero , sin embargo esta se generó únicamente a partir de la observación directa y el registro de las interacciones entre especies parasitas y posibles hospederos , lo cual puede complementarse en gran medida con aproximaciones modernas y cuantificables ,como la medición de la especificidad filogenética , geográfica y espaciale de esta asociación (Poulin ,2003) por medio del cálculo del agrupamiento filogenético de estos ectoparásitos según

su localidad y temporalidad (Klimpel , 2013) , para así esclarecer de una manera más precisa la caracterización que cada especie parasita ocupa en esta nomenclatura.

La estrecha relación de especificidad entre ectoparásitos y hospederos se ha visto afectada por presiones sobre los hábitats que han dado pie a la existencia de "hospederos transitorios" (Wenzel, 1976). Como se mencionó anteriormente, esto ocurre debido a que las hembras de la familia Streblidae bajan del hospedero para larvipositar en el refugio y los adultos recién eclosionados deben encontrar un hospedero para alimentarse pues no pueden pasar más de 2 a 8 horas sin alimento dependiendo de la especie. (Klimpel , 2013). En caso de no lograr encontrar el recurso ideal, se ha documentado que hacen uso del siguiente hospedero disponible. La presión y la frecuencia con la que se dan estas situaciones puede generar cambios en la especificidad de hospedero en un amplio lapso de tiempo, al reducir las posibilidades de que un parásito encuentre un hospedero disponible al momento de su eclosión, induciendo así procesos de especiación o selección (Dittmar *et al*., 2015).

Un agente parásito obligado (sea propiamente un parásito o un agente infeccioso) debe evitar provocar la muerte de su hospedero con el objetivo de beneficiarse de éste a largo plazo. Sin embargo, en los casos de contacto con un hospedero accidental, como puede ser el humano o alguno de los animales domésticos, se pueden desencadenar procesos severos de enfermedad e incluso la muerte ya que ni el hospedero ni el agente cuentan con las adaptaciones evolutivas para dicha asociación (Lederberg, 1997). En lo anterior radica la importancia de comprender las interacciones parásito-hospedero en vida libre. Además, comprender la respuesta de los parásitos ante la modificación de su entorno, constituye la base para el entendimiento de su ciclo eco-epidemiológico, lo que nos permitirá predecir zonas y actividades que incrementen el riesgo de que estos hospederos no adaptados entren en contacto con agentes potencialmente patógenos y sus parásitos vectores.

La EF es un parámetro que pude utilizarse para determinar el efecto del ambiente sobre las comunidades de parásitos bioindicadores, así como el riesgo que esto conlleva, ya que al igual que la prevalencia, abundancia y diversidad de especies, se ve afectado por factores ambientales. Al medir la relación y cercanía filogenética entre parásitos y hospederos se le da peso a la relación filogenética como un factor de selección de hospedero. También permite estimar el riesgo que existe del aumento de hospederos accidentales en distintos grados de perturbación de hábitats (Poulin *et al*., 2011).

Es necesario incrementar el conocimiento acerca de los efectos del cambio de uso de suelo y la modificación en las interacciones entre la fauna silvestre, los animales domésticos y los humanos, así como de los agentes patógenos y los vectores. A fin de comprender cómo estos agentes patógenos están siendo afectados por los cambios de uso de suelo, es posible utilizar a las comunidades de especies bioindicadores, tanto de hospederos como de sus posibles parásitos vectores. Esto se puede lograr a través del análisis de métricas ecológicas como: abundancia, prevalencia, riqueza y especificidad filogenética de las especies de ectoparásitos, usando la sensibilidad de sus hospederos a la degradación de hábitats, como un indicador del estado de salud del hábitat y así prever posibles riesgos enzoóticos, lo que será muy útil para la toma de decisiones frente a la problemática tangible del cambio de uso de suelo en nuestro país.

OBJETIVO GENERAL

Estimar la especificidad filogenética de infra-comunidades de ectoparásitos (Streblidae) asociados a murciélagos como indicadores de perturbación del hábitat a través de diferentes sistemas transformados para producción pecuaria

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Realizar la captura de murciélagos en hábitats con un gradiente de intensidad en el uso de suelo (Acahual, Silvopastoril y Pastizal) en el Estado de Veracruz.
- Colectar ectoparásitos de la familia Streblidae de los murciélagos capturados.
- Identificar taxonómicamente a los ectoparásitos colectados y a sus hospederos.
- Estimar los cambios en las comunidades de ectoparásitos y sus hospederos dentro del gradiente de uso de suelo mediante índices de abundancia y diversidad.
- Determinar las especies de ectoparásitos y hospederos generalistas de hábitat para su comparación entre tipos de uso de suelo.
- Calcular la especificidad filogenética de los ectoparásitos en cada tipo de uso de suelo.
- Evaluar los cambios en la especificidad filogenética en el gradiente de uso de suelo

HIPÓTESIS

La modificación de las comunidades de murciélagos asociadas a una elevada transformación de hábitat favorece la pérdida de especificidad filogenética de las infra-comunidades de ectoparásitos (Streblidae).

MATERIAL Y METODOS

Área de estudio

El trabajo se realizó en la zona sur y centro del estado de Veracruz, México. La temperatura media anual del estado es de 23°C, la temperatura máxima promedio

es de alrededor de 32°C en los meses de abril y mayo, la temperatura mínima promedio es de 13°C en el mes de enero. La precipitación media es de 1 500 mm anuales con lluvias que se presentan en los meses de junio a octubre. En el estado predominan los bosques de coníferas y encinos, los bosques húmedos de montaña, así como selvas húmedas, secas y pastizales. La agricultura ocupa 75% de la superficie del estado, destacando la siembra de pastizales dedicados a la ganadería. (INEGI, 2014).

El estudio se realizó en 3 localidades del estado, Tlapacoyan, Úrsulo Galván/ Puente nacional y San Andrés Tuxtlas.

Tlapacoyan

Se encuentra entre los paralelos 19° 56’ y 20° 08’ de latitud norte, los meridianos 97° 05’ y 97° 16’ de longitud oeste, altitud entre 80 y 900 m, colinda con el estado de Puebla y con los municipios de Martínez de la Torre, Atzalan y Jalacingo. Su clima se cataloga como cálido húmedo con lluvias todo el año con un rango de temperatura entre 22 y 24°C, y una precipitación anual de 1 900 – 3 600 mm, siendo la agricultura el uso de suelo predominante (Cuadro1) (SEFIPLAN, 2016a).

USO DE SUELO Y VEGETACIÓN 2005	
Tipo de superficie	**Superficie (Km^2)**
Superficie continental	168.0
Agricultura	128.8
Pastizal	36.3
Bosque	0.0
Selva	0.0
Matorral xerófilo	0.0
Otros tipos de vegetación	0.0
Vegetación secundaria	0.0
Áreas sin vegetación	0.0
Cuerpos de agua	0.0
Áreas urbanas	2.8

Fuente: INEGI. Uso de Suelo y Vegetación.

Cuadro 1: Uso de suelo en el Municipio de Tlapacoyan, Veracruz. Modificado de INEGI 2013.

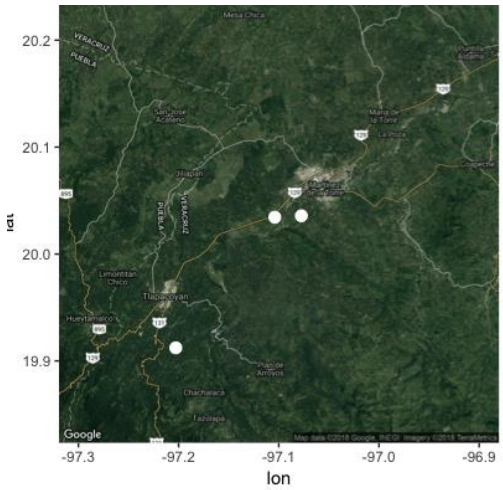


Figura 1 : Mapa de Tlapacoyan, los puntos blancos marcan los sitios muestreados durante el estudio.

Úrsulo Galván/ Puente nacional

Se encuentra entre los paralelos 19° 24’ y 19° 30’ de latitud norte; los meridianos 96° 18’ y 96° 29’ de longitud oeste con una altitud entre 10 y 60 m., colinda con el municipio de Actopan, el Golfo de México, el municipio de La Antigua, Puente Nacional y Actopan. Presenta un clima cálido subhúmedo con lluvias en verano, con un rango de temperatura de 24 – 26°C y una precipitación anual de 1 100 – 1 300 mm, siendo la agricultura el uso de suelo predominante (Cuadro 2) (SEFIPLAN, 2016b).

USO DE SUELO Y VEGETACIÓN 2005	
Tipo de superficie	**Superficie (Km^2)**
Superficie continental	123.9
Agricultura	84.5
Pastizal	28.4
Bosque	0.0
Selva	0.0
Matorral xerófilo	0.0
Otros tipos de vegetación	7.0
Vegetación secundaria	0.0
Áreas sin vegetación	0.0
Cuerpos de agua	1.1
Áreas urbanas	2.9

Fuente: INEGI. Uso de Suelo y Vegetación.

Cuadro 2: Uso de suelo en el municipio de Úrsulo Galván, Veracruz. Modificado de INEGI 2013

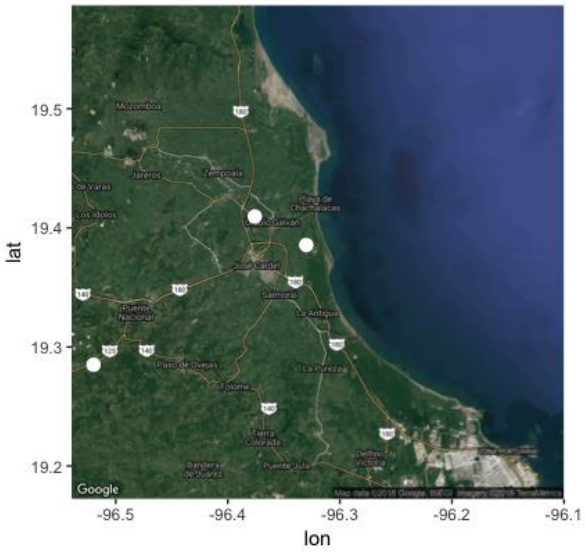


Figura 2: Mapa del municipio de Úrsulo Galván, los puntos blancos marcan los sitios muestreados durante el estudio

San Andrés Tuxtlas

Se encuentra entre los paralelos 18° 13’ y 18° 43’ de latitud norte; los meridianos 95° 03’ y 95° 27’ de longitud oeste con una altitud entre 10 y 1,600 m., colinda al norte con los municipios de Santiago Tuxtla, Ángel R. Cabada y el Golfo de México al este con el Golfo de México y el municipio de Catemaco , al sur con los municipios de Catemaco, Hueyapan de Ocampo e Isla y al oeste con el municipio de Isla, su clima se cataloga como cálido subhúmedo con lluvias en verano, con un rango de

temperatura entre los 18 – 28°C, y una precipitación de 1 100 – 4 600 mm, siendo la agricultura el uso de suelo predominante (Cuadro 3) (SEFIPLAN, 2016c).

USO DE SUELO Y VEGETACIÓN 2005	
Tipo de superficie	**Superficie (Km^2)**
Superficie continental	957.2
Agricultura	410.1
Pastizal	398.3
Bosque	10.8
Selva	94.1
Matorral xerófilo	0.0
Otros tipos de vegetación	0.0
Vegetación secundaria	36.0
Áreas sin vegetación	0.0
Cuerpos de agua	0.4
Áreas urbanas	7.7

Fuente: INEGI. Uso de Suelo y Vegetación.

Cuadro 3: Uso de suelo en el municipio de San Andrés Tuxtlas, Veracruz. Modificado de INEGI 2013

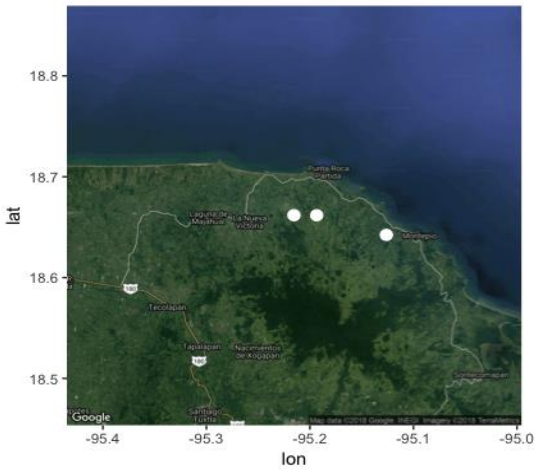


Figura 3: Mapa del municipio de San Andrés Tuxtlas, los puntos blancos marcan los sitios muestreados durante el estudio

Diseño de muestreo

El estudio se realizó en 8 ranchos con ganado bovino en pastoreo en el estado de Veracruz, en las 3 localidades antes mencionadas (Cuadro 4). Los paisajes productivos considerados fueron: a) Pradera o pastizal, b) Silvopastoril con leguminosas arbustivas y c) Paisaje heterogéneo compuesto por la presencia de flora nativa y pastizal para el consumo del ganado (Acahual). El distinto nivel de perturbación de hábitat varió entre los ranchos de Acahual como los más conservados y los de pastizal como los más perturbados.

Cuadro 4: Sistemas productivos muestreados en la zona centro y sur del Estado de Veracruz, México

Municipio	Localidad	Longitud	Latitud	Uso de suelo	Clave
Tlapacoyan	El Clarín	-97.10396	20.03444	Pastizal	Pastizal_1
Tlapacoyan	La Soledad	-97.07750	20.03583	Silvopastoril	Silvopastoril_1
Tlapacoyan	El Encinar	-97.20278	19.91222	Acahual	Acahual_1
Puente Nacional	Utrera	-96.51979	19.28509	Acahual	Acahual_2
Úrsulo Galván	CBTA 17	-96.37587	19.40955	Silvopastoril	Silvopastoril_2
San Andrés Tuxtlas	El Perico	-95.21542	18.66190	Pastizal	Pastizal_2
San Andrés Tuxtlas	El Divino	-95.19347	18.66185	Pastizal	Pastizal_3
San Andrés Tuxtlas	Ruiz	-95.12615	18.64233	Acahual	Acahual_3

El muestreo se realizó en dos periodos, el primero durante la época de “Lluvias” en los meses de Septiembre a Noviembre del 2016 y el segundo durante la época de “Secas” comprendida entre los meses de Marzo a Mayo de 2017.

El trabajo de campo se realizó con el apoyo del proyecto DGAPA – PAPIIT UNAM IV200715 “Sustentabilidad pecuaria: la relación entre la prestación de servicios ecosistémicos (i.e. Mitigación de cambio climático, biodiversidad, bienestar animal) y la producción ganadera en el trópico” sobre ganadería sustentable a cargo del Dr. Francisco Aurelio Galindo Maldonado y el Dr. Gerardo Suzán Azpiri académicos del Departamento de Etología, Fauna Silvestre y Animales de Laboratorio de la Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia.

Captura de murciélagos

Para la captura de murciélagos se utilizaron ocho redes de niebla de 12 m de largo por 2.5 m de altura. Se colocaron cuatro estaciones de captura con 2 redes en cada

una alejadas un mínimo de 50 m entre sí para evitar competencia durante 4 noches en cada sitio, lo que resultó en un esfuerzo de captura de 14 horas/red por sitio por temporada.

Cada red se revisó con un periodo no mayor a 30 minutos entre una liberación y otra para evitar perturbar el área de captura y minimizar el tiempo en que los murciélagos quedaran enmallados en la red (Gallina y López, 2011).

Al momento de la captura de un murciélago, se procedió a liberarlo manualmente de la red para posteriormente colocarlo en sacos de tela y ser transportado a la estación de muestreo. Aquí se registraron las medidas morfométricas convencionales (peso, longitud total, longitud del antebrazo, estado reproductivo, sexo) y se procedió a identificar la especie utilizando claves taxonómicas (Medellín *et al*., 2008). La captura y manejo de los organismos se realizó cumpliendo las Directrices de la Sociedad Americana de Mastozoología para el uso de mamíferos silvestres en investigación (Sikes y Bryan, 2016).

Colecta de ectoparásitos

La colecta de ectoparásitos se realizó por observación directa mediante una inspección minuciosa de cada murciélago *in vivo*, y explorando sobre y debajo del pelo de todo el cuerpo, así como en las áreas de piel desnuda (propatagio, dactilopatagio, uropatagio, zona genital, plagiopatagio y cavidad auditiva). Al finalizar se liberó cada ejemplar posterior a un marcaje temporal para identificar recapturas (Romero *et al*., 2007). Los ectoparásitos se colectaron con apoyo de lupas y pinzas entomológicas y se colocaron en microtubos de 2ml con alcohol al 70% para su preservación, fijación y transporte junto con la identificación de cada ejemplar a temperatura ambiente (Márquez, 2005).

Identificación taxonómica

Se realizó bajo la asesoría del Laboratorio de Acarología del Instituto de Biología, UNAM, utilizando un microscopio estereoscópico mediante la observación de las estructuras con valor taxonómico y su identificación con claves dicotómicas por familia y artículos científicos (Autino *et al*., 2009,Lučan *et al*., 2016).

Análisis de datos

Todos los análisis se realizaron utilizando el programa R (Kembel *et al*., 2010) . La prevalencia se calculó como el número de hospederos infestados con uno o más individuos de una especie de ectoparásito en particular, dividido entre el número total de hospederos examinados (Bush *et al*., 1997). La diversidad de especies se calculó utilizando el índice de Shannon y el índice de Diversidad Verdadera, por medio del sistema estadístico R utilizando las paqueterías "*Vegan*" y "*Vegetarian*", respectivamente (Charney y Record, 2012,Oksanen *et al*., 2017).

El índice de Shannon o valor de H estima el promedio con el que se predice a qué especie pertenecerá un individuo escogido al azar. Se obtiene un valor de 0 cuando solo hay una especie representada (Moreno, 2001,Magurran, 2004). Posteriormente, se convirtieron los valores obtenidos en H a valores de Diversidad Verdadera para facilitar su lectura (Jost, 2006).

$$H' = -\sum_{i=1}^{S} p_i \ln p_i \qquad D = \exp\left(-\sum_{i=1}^{s} P_i \ln P_i\right)$$

La especificidad filogenética (EF) representa la distancia taxonómica promedio entre todos los hospederos usados por un parásito y nos indica el grado de dependencia a su asociación parásito-hospedero (Poulin y Mouillot, 2003). Para su medición se utiliza un modelo nulo basado en el efecto del tamaño estandarizado de muestra que toma en cuenta la media de las distancias de las ramas de un árbol filogenético de todos los hospederos aleatoriamente, obteniendo un valor del tamaño estandarizado del efecto de la diversidad filogenética observada "pd.obs. z", entendido como el agrupamiento filogenético (AF) de los hospederos utilizados

por una especie parásita determinada. Por lo que un AF elevado entre hospederos representa una baja especificidad filogenética y viceversa, considerando a los valores negativos como "*Específicos filogenéticamente*". (Poulin *et al*., 2011).

Utilizando la siguiente fórmula

$$SPS_i = \frac{(PS_i - PS_{sim})}{SD(PS_{sim})}$$

Donde PS_i es la EF observada del parásito, PS_{sim} es la media de la EF aleatoria de los hospederos y $SD(PS_{sim})$ es la desviación estándar de todos los valores de EF aleatorios.

El árbol utilizado como base para realizar el cálculo de AF fue el super-árbol filogenético de mamíferos publicado por (Bininda-Emonds, 2004), utilizando la función "pd.ses" de la librería "Picante" del sistema estadístico R. Se utilizaron dos modelos nulos posibles en la función, "*frequency*" que utiliza la comunidad aleatoria de los hospederos manteniendo la frecuencia de aparición de cada hospedero y "phylogeny.pool" que utiliza la comunidad aleatoria de hospederos tomando especies del *pool* filogenético en el árbol con la misma probabilidad entre ellos. (Kembel *et al*., 2010).

RESULTADOS

Se capturó un total de 944 murciélagos pertenecientes a dos familias (Phyllostomidae y Mormoopidae), con 15 géneros y 23 especies (Cuadro 5), siendo *Artibeus jamaicensis*, *Artibeus lituratus* y *Sturnira hondurensis* las especies más abundantes.

El sistema de acahual presentó la mayor riqueza y abundancia de especies, cubriendo todos los géneros y especies muestreados, seguido por el pastizal y el uso de suelo con menor riqueza y abundancia de murciélagos fue el silvopastoril (Cuadro 5)

Cuadro 5: Abundancia y riqueza de especies de murciélagos capturados por tipo de uso de suelo

Total	Acahual	Silvopastoril	Pastizal
944 individuos	512 individuos	213 individuos	219 individuos
2 Familias	2 Familias	1 Familia	1 Familia
15 Géneros	15 Géneros	4 Géneros	10 Géneros
23 Especies	23 Especies	6 Especies	13 Especies

Se identificó taxonómicamente un total de 995 ectoparásitos de la familia Streblidae pertenecientes a 10 géneros y 29 especies, siendo *Trichobius costalimai* la especie más abundante.

Como en el caso de los hospederos, el sistema de acahual obtuvo la mayor riqueza y abundancia de especies de ectoparásitos, cubriendo la totalidad de los géneros encontrados y con el número mayor de especies, seguido por el pastizal y el tipo de uso de suelo con menor riqueza y abundancia de murciélagos fue el silvopastoril (Cuadro 6).

Cuadro 6: Abundancia y riqueza de especies de ectoparásitos capturados por tipo de uso de suelo

Total	Acahual	Silvopastoril	Pastizal
995 Individuos	715 Individuos	114 Individuos	166 Individuos
1 Familia	1 Familia	1 Familia	1 Familia
10 Géneros	10 Géneros	5Géneros	6 Géneros
29 Especies	25 Especies	12 Especies	16 Especies

Para el cálculo de prevalencia de ectoparásitos se consideró al total de 944 murciélagos, de los cuales 345 estaban parasitados al menos por un individuo de la familia Streblidae y 599 no presentaron parásitos, lo que resulta en una prevalencia de murciélagos parasitados estadísticamente significativa del 36.54% (IC 43.19% - 39.631%).

El tipo de uso de suelo acahual mostró una mayor diversidad de especies en comparación a los otros sistemas menos conservados, sin embargo, el pastizal, siendo el tipo de uso de suelo más perturbado presentó una mayor diversidad de especies que el silvopastoril (Cuadro 7).

Cuadro 7: Índice de Shannon y diversidad verdadera de murciélagos y sus ectoparásitos por tipo de uso de suelo

	Shannon		**Diversidad Verdadera**	
	Murciélagos	Ectoparásitos	Murciélagos	Ectoparásitos
Acahual	2.03	2.29	5.11	7.28
Silvopastoril	1.22	1.55	2.94	5.13
Pastizal	1.63	1.73	3.40	6.33

Para visualizar el acomodo de especies parásitas con sus hospederos según su cercanía filogenética se generó un cuadro de ausencias y presencias utilizando todos los murciélagos muestreados (eje vertical) con sus ectoparásitos asociados (eje horizontal), lo que permite observar los patrones de selección de hospedero y su agrupamiento filogenético. (Figura 4).

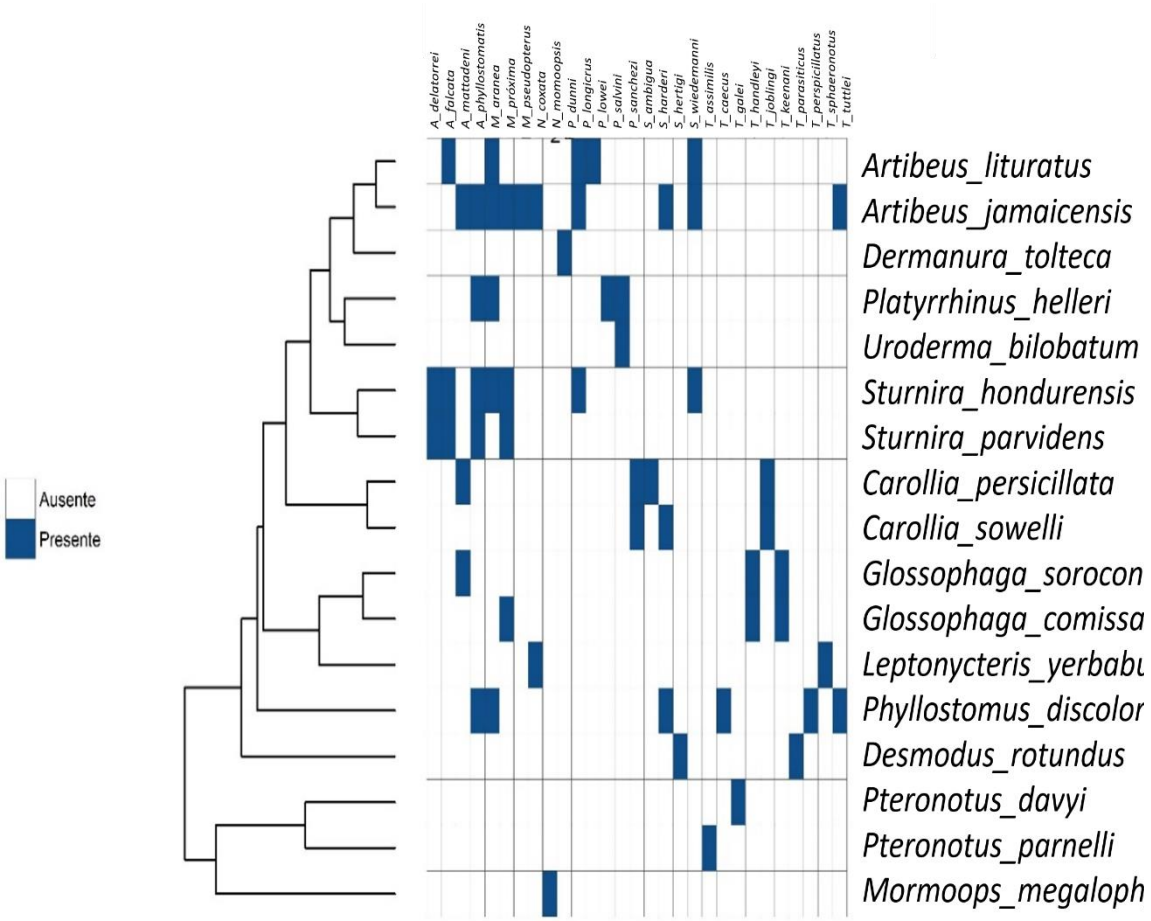


Figura 4: Cuadro ausencia presencia de ectoparásitos con sus hospederos por cercanía filogenética

Para poder observar los cambios en las composiciones entre los distintos tipos de uso de suelo, se seleccionó a las 7 especies de ectoparásitos presentes en todos los usos de suelo, con el fin de comparar sus variaciones en la elección de hospederos. Esto permitió apreciar un cambio aparente de hospederos entre los distintos tipos de suelo en la mayoría de las especies parasitarias (Figuras 5,6,7).

Figura 5: Cuadro presencia ausencia de las 7 especies de ectoparásitos, Acahual

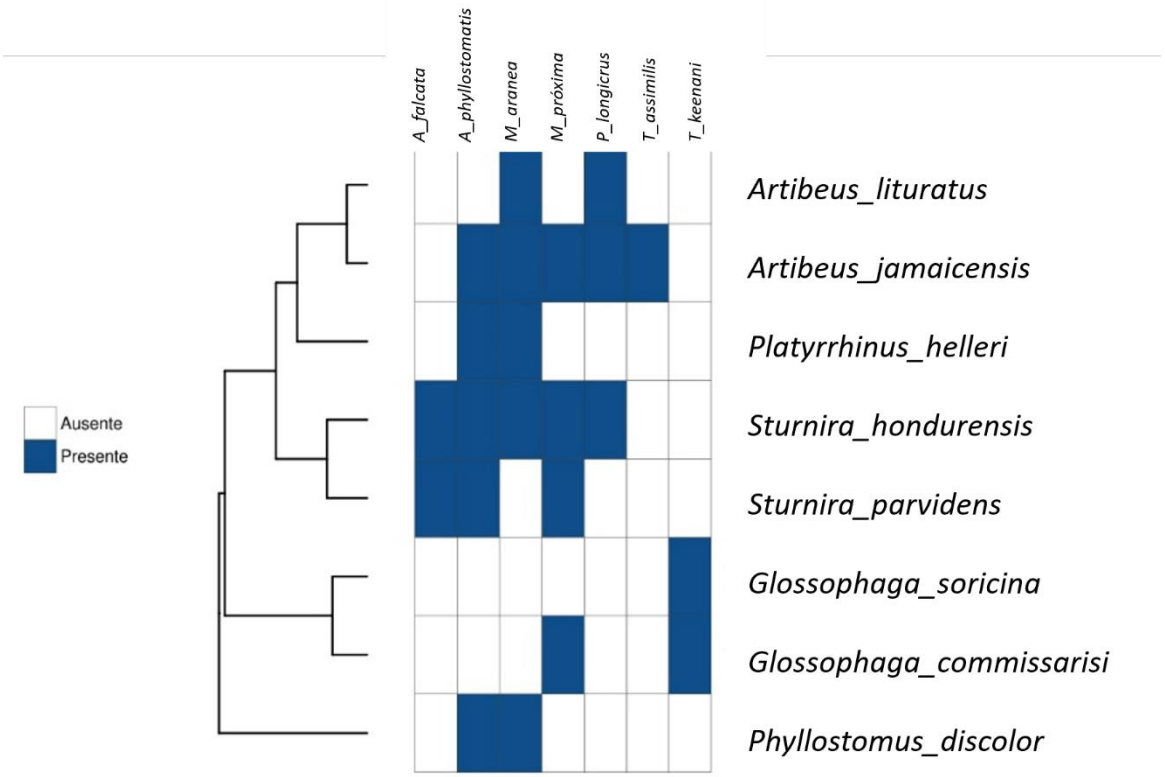


Figura 6: Cuadro presencia ausencia de las 7 especies de ectoparásitos, Silvopastoril

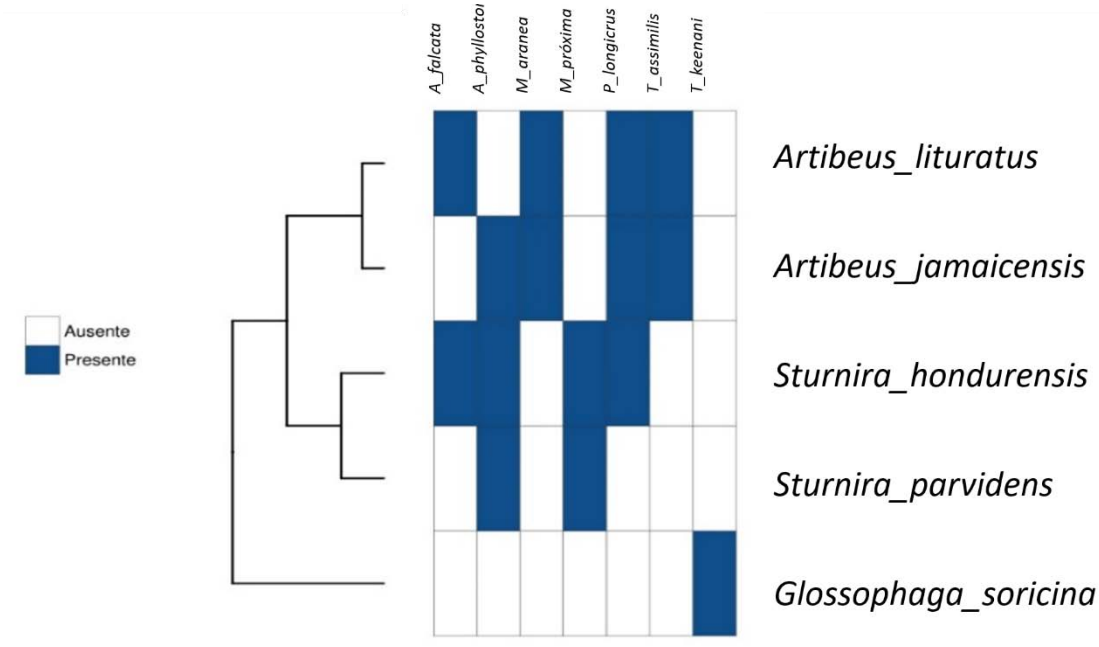
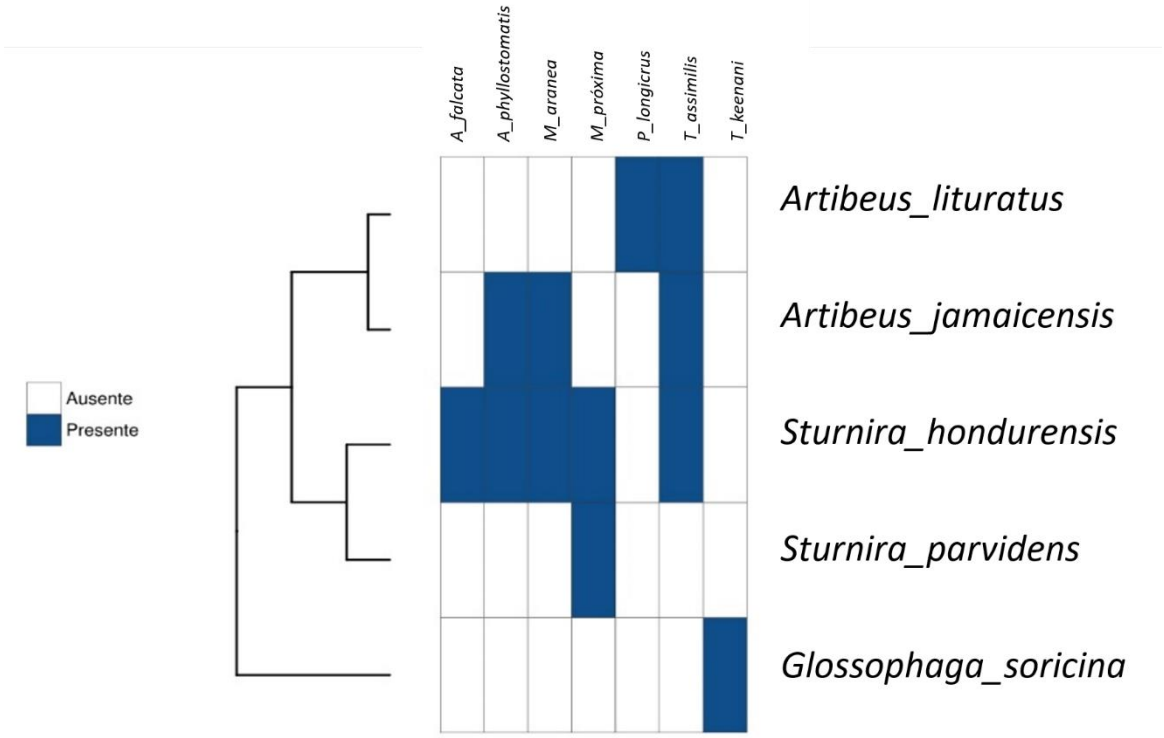


Figura 7: Cuadro presencia ausencia de las 7 especies de ectoparásitos, Pastizal



Al estudiar la relación entre la riqueza de ectoparásitos y la abundancia de los murciélagos muestreados, se obtuvo una alta correlación entre ambos factores con una R^2 ajustada de 0.63 siendo estadísticamente significativa y demostrando que la riqueza de los ectoparásitos se ve afectada directamente por la abundancia de los murciélagos de cada área (Figura 8).

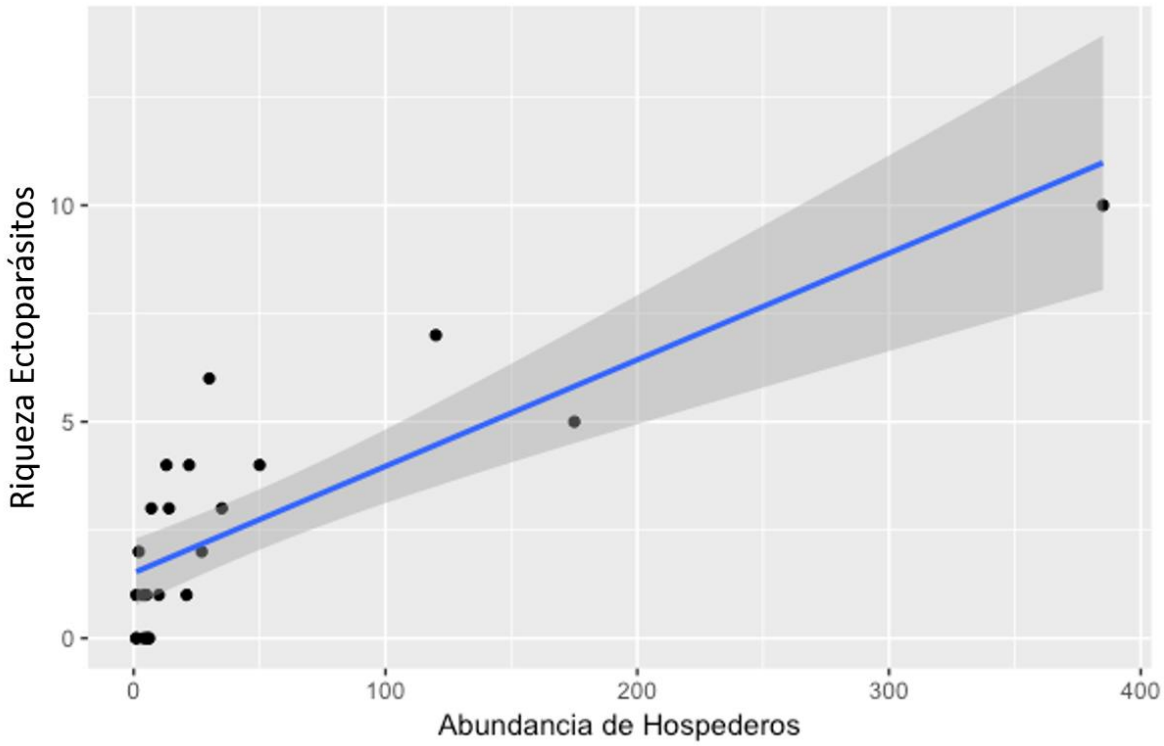


Figura 8: Gráfica de correlación de riqueza de ectoparásitos con la abundancia de los murciélagos muestreados

Observando que la abundancia de hospederos es un factor de peso para la presencia o ausencia de los ectoparásitos se realizó un corte tomando como línea a todas las especies de murciélagos con abundancias de 10 o más individuos muestreados (cuadro 7).

Cuadro 7: Murciélagos con más de 10 individuos muestreados

Especie	Abundancia	Ectoparásitos
Uroderma_bilobatum	10	1
Platyrrhinus_helleri	13	4
Glossophaga_commissarisi	14	3
Dermanura_tolteca	21	1
Carollia_perspicillata	22	4
Desmodus_rotundus	27	2
Phyllostomus_discolor	30	6
Glossophaga_soricina	35	3
Sturnira_parvidens	50	4
Sturnira_hondurensis	120	7
Artibeus_lituratus	175	5
Artibeus_jamaicensis	385	10

Se realizó la comparación de los valores de AF de los 7 ectoparásitos representados en todos los tipos de uso de suelo por cada tipo de uso de suelo. No se observó diferencia significativa entre las medias, lo que sugiere que el tipo de uso de suelo no es un factor determinante en el cambio de especies en este grupo de individuos (cuadro 14).

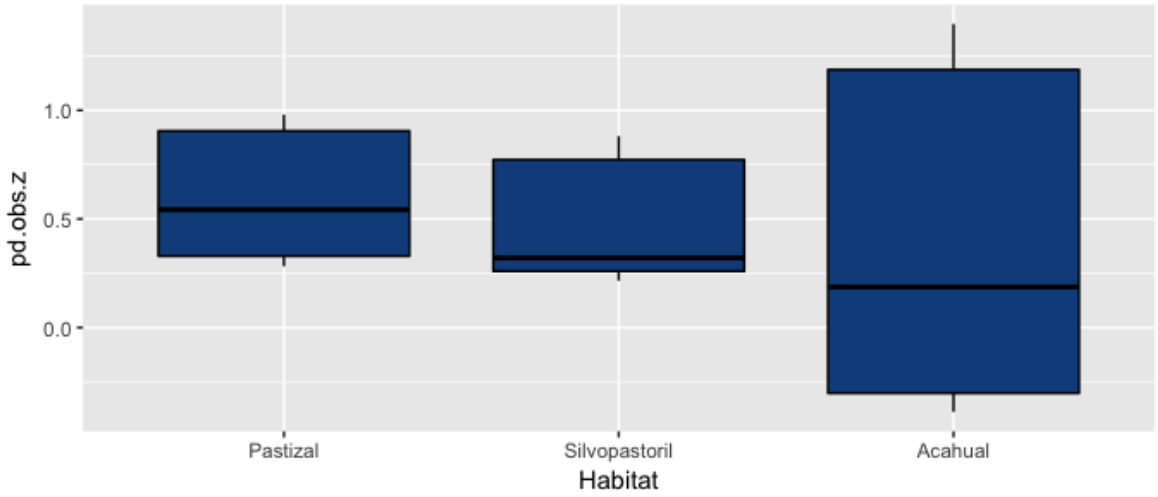


Figura 9: AF de 7 ectoparásitos presentes en todos los tipos de uso de suelo, por tipo de uso de suelo

Se realizó la comparación de los valores de AF de los murciélagos con abundancia mayor a 10 en el muestreo para así tomar en cuenta a las especies que tienen un valor importante en el muestreo de ectoparásitos. No se encontró diferencia significativa entre las medias de AF por tipo de uso de suelo, por lo tanto, la AF parece no verse modificada directamente por el tipo de uso de suelo en esta muestra (Figura 10).

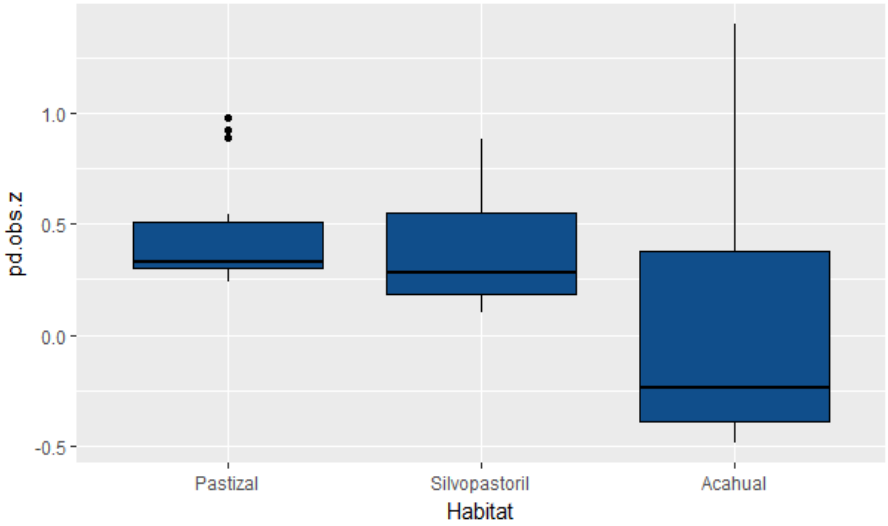


Figura 10: AF de los murciélagos con abundancia mayor a 10 por tipo de uso de suelo

El cálculo de AF se realizó considerando la totalidad de ectoparásitos divididos por tipo de uso de suelo, otorgando un valor de AF de -1 a aquellos parásitos con una sola especie de hospedero, lo cual representa una alta asociación filogenética con ese hospedero.

Los valores de AF calculados por frecuencia muestran que la mayoría de los ectoparásitos tienen una elevada asociación filogenética con valores negativos predominantes, manteniendo un valor de AF similar a través del gradiente de uso de suelo. A excepción de *Trichobius assimilis* cuyo valor de AF se ve favorecido a través del gradiente de uso de suelo con valores negativos en acahual y cambiando a positivos en silvopastoril y pastizal (Figura 11).

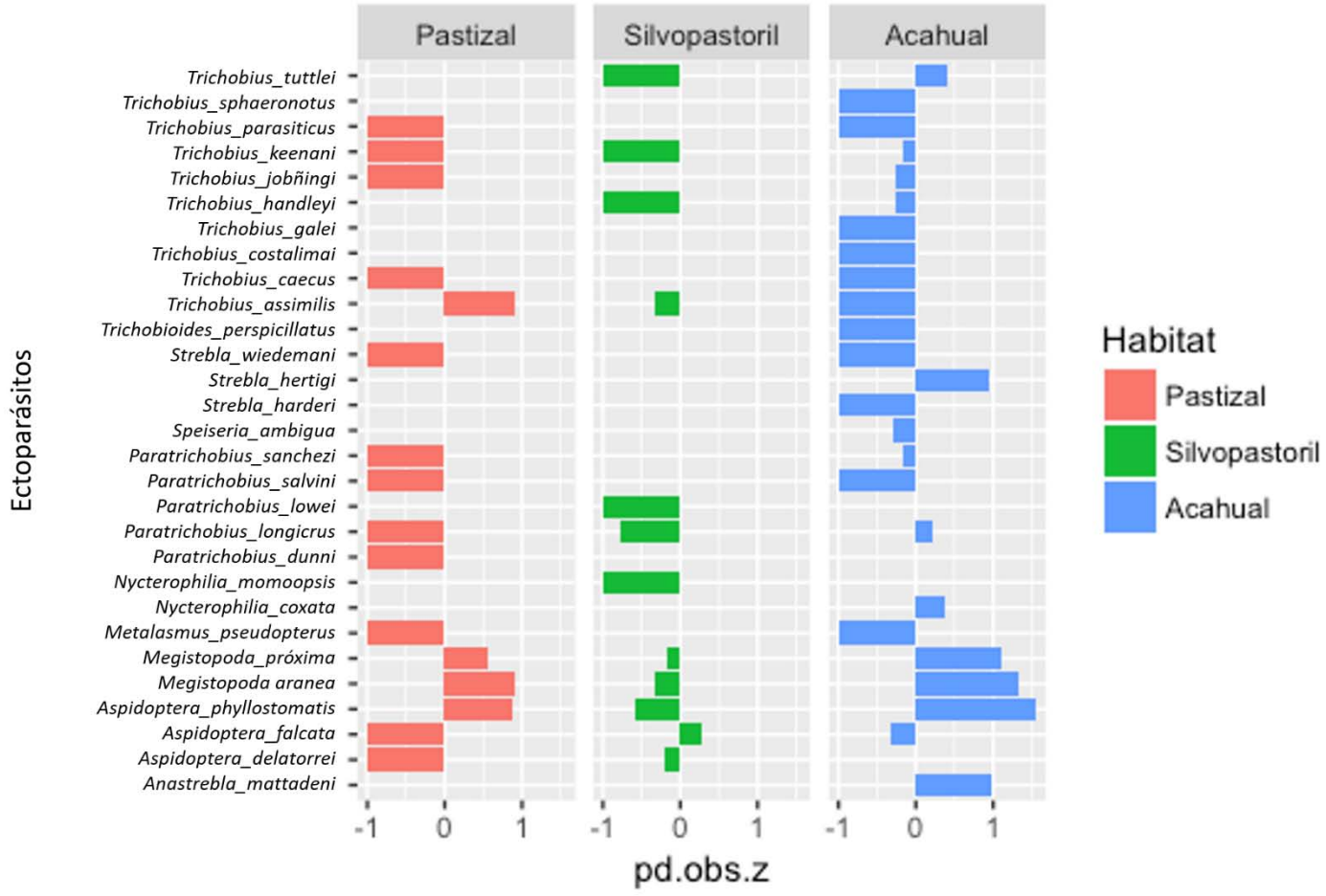


Figura 11: Valores de AF de todos los ectoparásitos en los distintos tipos de uso de suelo por frecuencia

Graficando los valores de AF por frecuencia de los 7 ectoparásitos representados en todos los tipos de uso de suelo se aprecia más claramente el comportamiento de *Trichobius assimilis* a favor del gradiente de perturbación (Figura 12).

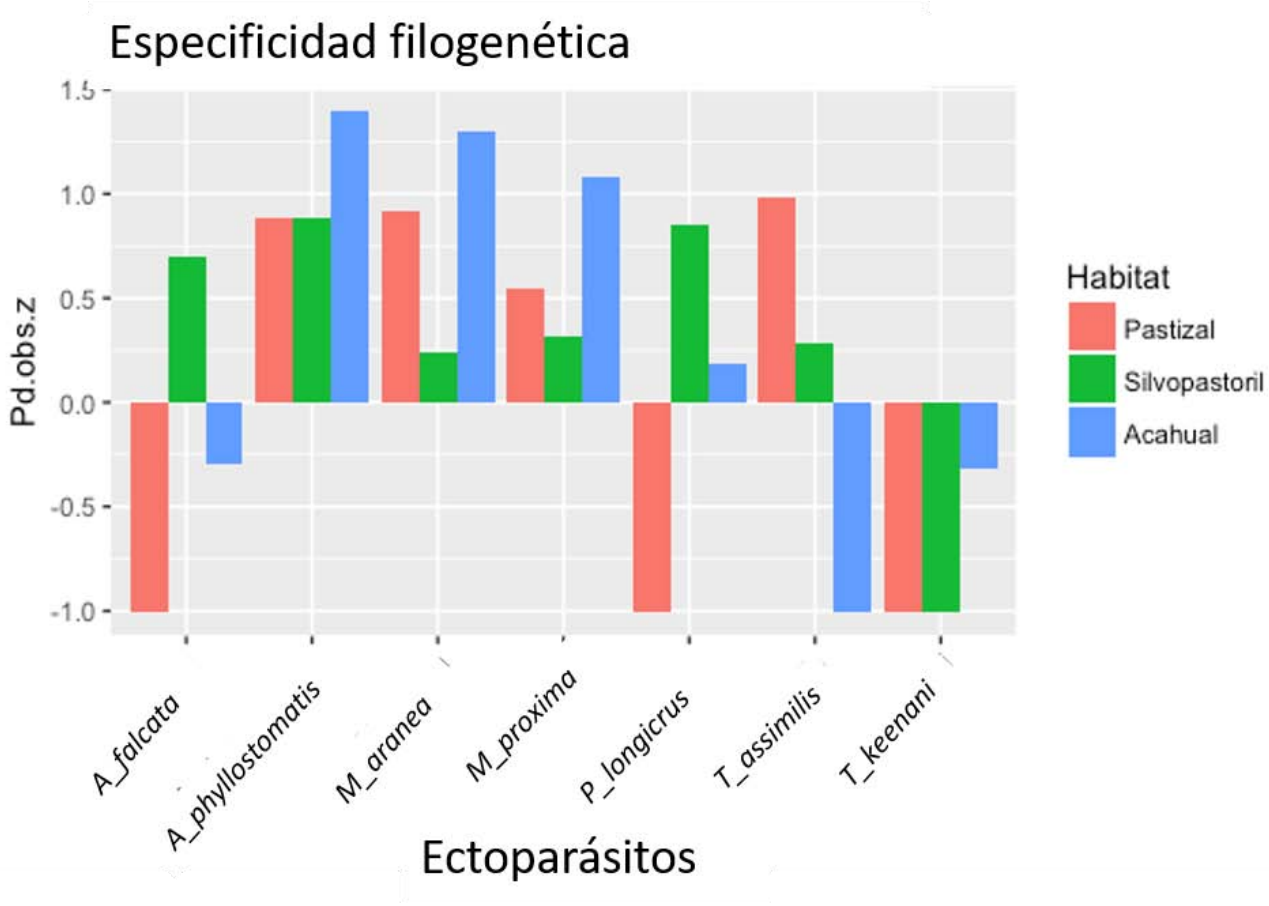


Figura 12: AF de los 7 ectoparásitos presentes en todos los tipos de uso de suelo por frecuencia

Los valores de AF calculados por "*pool genético*" muestran que la mayoría de los ectoparásitos presentan un alto grado de agrupamiento filogenético con valores negativos predominantes, manteniendo un valor de AF similar a través del gradiente de uso de suelo, a excepción de *Aspidoptera phyllostomatis* y *Megistopoda aranea* cuyo valor de AF se modificó a través del gradiente de perturbación, con valores negativos en acahual y positivos en silvopastoril y pastizal (Figura 13).

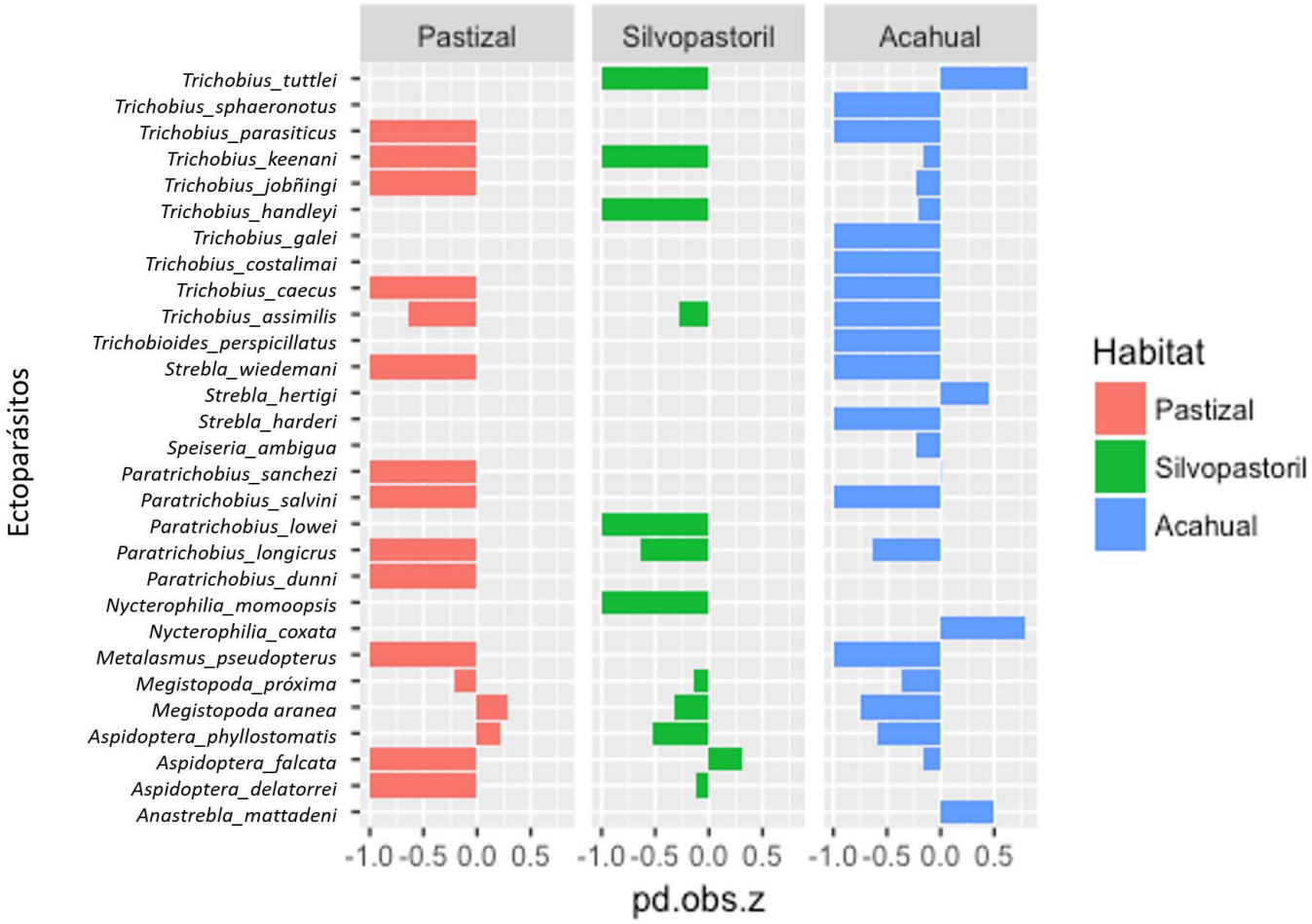


Figura 13: Valores de AF de todos los ectoparásitos en los distintos tipos de uso de suelo por pool genético

Graficando los valores de AF por *pool* genético únicamente de los 7 ectoparásitos representados en todos los tipos de uso de suelo, se reafirma el comportamiento de *Aspidoptera phyllostomatis y Megistopoda aranea* a favor del gradiente de perturbación (Figura 14).

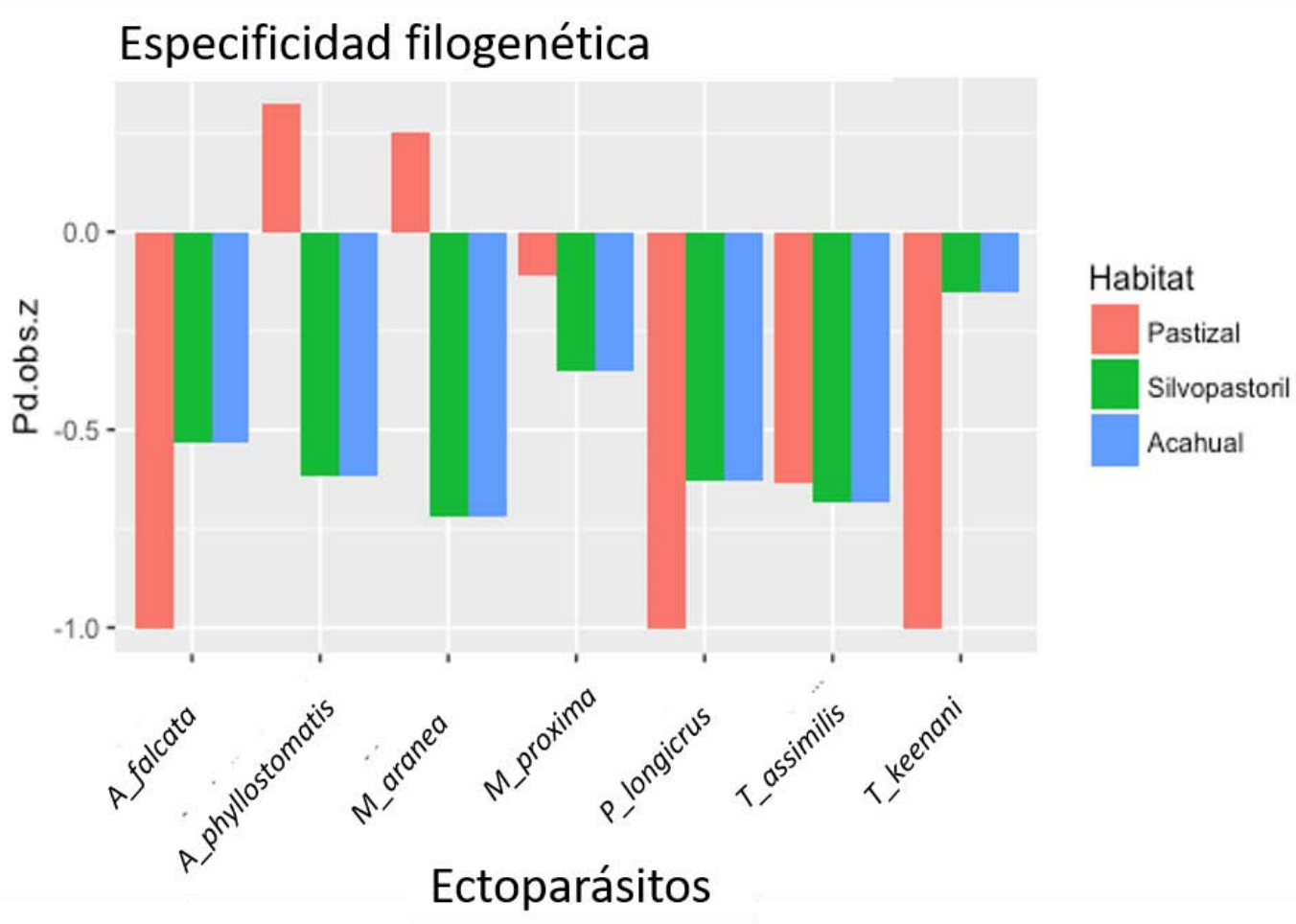


Figura 1414: AF de los 7 ectoparásitos presentes en todos los tipos de uso de suelo por pool genético

DISCUSIÓN

La presencia de especies de hospederos poco comunes normalmente asociadas a sitios conservados como lo son *Mormoops megallophyla* y *Centurio senex* en los sitios con un menor grado de perturbación de este estudio (Russo y Jones, 2012), así como los valores elevados de abundancia de especies comunes en sitios con un gran grado de perturbación, comprueba su potencial como bioindicadores del hábitat, al obtener diferencias significativas entre las abundancias y diversidades de las especies de hospederos según el gradiente de uso de suelo (Gareth *et al*., 2009).

En este estudio predominaron tres especies de murciélagos capturados: *Artibeus jamaicensis*, *Artibeus lituratus* y *Sturnira hondurensis*. Estos representaron el 72% de los murciélagos capturados, lo que concuerda con estudios similares en paisajes con transformación antropogénica debido a su alto grado de flexibilidad y adaptación a ambientes perturbados (Frank *et al*., 2016). *Artibeus jamaicensis* fue la especie más abundante, con representación en todos los tipos de uso de suelo con un total de 385 individuos muestreados y una prevalencia parasitaria del 42% siendo hospedero de 10 especies de moscas Streblidae. Algunos estudios apuntan a que tanto la abundancia de los hospederos, como su conducta de refugio y composición social son factores claves para determinar el comportamiento de las comunidades parasitarias y su elección de hospedero lo cual podría explicar su elevado número de especies parasitas y prevalencia (Czenze y Broders, 2011).

Si embargo, menciona que es importante distinguir entre especificidad como un "hecho" y como un "principio" siendo la primera demostrada por observación de fenómenos naturales en las comunidades ya que solo "son" en el momento y la segunda como resultado experimental, controlado y replicable, por lo tanto en este estudio medimos la especificidad como un "hecho" ya que no contamos con valores estandarizados de muestra tanto de hospederos como de parásitos (Wenzel, 1976).

A su vez, se debe distinguir entre la especificidad "aparente" basadas en observaciones limitadas y la especificidad "real" basadas en observaciones continuas, ya que a pesar de que una especie hospedera muy abundante pareciera albergar a la mayoría de los ectoparásitos de una zona, al ser la especie mejor muestreada existe un sesgo en las observaciones y estaríamos comparando especificidades "aparentes" de algunas especies contra especificidades "reales" de las especies mejor muestreadas (Wenzel *et al*., 1966) , por lo cual en este estudio se realizaron comparaciones entre individuos de la misma especie entre los gradientes de perturbación y no entre especies para medir su aproximación filogenética.

Debido a todas estas variables se debe contar con la mayor cantidad de información posible para determinar qué factores influyen en la selección de un parasito hacia su hospedero, utilizando medidas cuantificables del efecto del hábitat sobre las comunidades.

El uso de especies bioindicadoras como una herramienta para la medición del impacto antropogénico sobre un hábitat constituye una base firme para dirigir la toma de decisiones, tanto en materia de conservación como sobre los posibles riesgos en materia de salud pública y animal. Esto puede realizarse por medio de la medición de atributos de las comunidades para cuantificar su respuesta ante los cambios de uso suelo, como el cálculo de parámetros de diversidad, prevalencia parasitaria y especificidad filogenética. Debe de tenerse claro que ninguno de estos parámetros es absoluto y únicamente el conjunto de análisis puede ayudar a entender el complejo conjunto de factores que lleva a los diversos cambios que sufren las comunidades biológicas (Guo *et al*., 2018)

En el presente estudio, la especificidad filogenética, representada mediante el valor de “AF”, no mostró cambios significativos a través del gradiente de uso de suelo ($p > 0.05$) por lo que no se puede usar como herramienta única para conocer el estado de salud de un hábitat, si no como un análisis complementario a otros índices (Poulin *et al*., 2011). Debido a la fuerte relación que tiene con otros factores, como la abundancia de hospederos, particularmente.

Se presentaron casos aislados donde el agrupamiento filogenético mostró variaciones, reduciéndose con la intensificación del uso de suelo y con la disminución en la abundancia de hospederos. Este resultado se repitió tanto al realizar el análisis por frecuencia, como por *pool* genético. *Trichobius assimilis* fue la única especie que presentó este comportamiento en el análisis por frecuencia, mientras que las especies *Megistopoda aranea* junto con *Aspidoptera phyllostomatis* se comportaron así en el análisis por *pool* genético. Estas tres especies se consideran generalistas de hospedero, pues se encontraron

parasitando entre tres y cinco especies distintas de murciélagos en distintos ambientes, por lo que se propone que estas especies eligen a su hospedero según su historia evolutiva aun cuando existan otras especies para parasitar(Dittmar *et al*., 2015), aunque contando con la flexibilidad suficiente para sobrevivir en hábitats donde sus hospederos no lo lograrían, parasitando otras especies. Esto puede evidenciar un posible salto taxonómico de hospederos del parásito a lo largo de su historia evolutiva. Este es un factor de riesgo ya que podría generar nuevos ciclos de enfermedad al incluir nuevas especies como posibles reservorios (Klimpel, 2013). A su vez, se considera que podría existir un efecto sobre la especificidad filogenética de los ectoparásitos por efectos ambientales, sin embargo, debido a que este estudio es una fotografía de un momento específico de estas comunidades, algunas variaciones no son observables, pues los procesos de presión y selección únicamente son observables en análisis de largo plazo (Klimpel , 2013).

En este estudio se colectaron especies Oligoxenas o Poliexenas como *Megistopoda próxima* y *Aspidoptera delatorrei* ya que las encontramos en más de un hospedero del mismo orden o género. Sin embargo, esto podría variar en otros estudios según el área geográfica y el estatus de las especies de hospederos. Otros estudios mencionan que las moscas parasitas tienden a utilizar hospederos “preferidos” en diversas ocasiones más no las especies “adecuadas”, entendiéndose a éstas últimas como las especies de hospedero en las que el parasito tiene el mayor éxito reproductivo. Dando el tiempo y oportunidades de adaptación suficientes el hospedero más “adecuado” se convertirá en algún momento en el hospedero “preferido” en un área delimitada (Wenzel *et al*., 1966). Esto demuestra que aunque una especie se catalogue en cualquier grado de asociación con un hospedero y esté registrada como parasita del mismo, estos procesos se encuentran en constante dinamismo, variando en regiones y en tiempo, por lo que los estudios sobre el efecto de diversos parámetros sobre la especificidad filogenética de los hospederos deben realizarse en áreas similares a lo largo del tiempo para poder compararse.

Se observó que existen cambios en las comunidades de ectoparásitos y murciélagos en los diferentes tipos de uso de suelo. Es notable al utilizar métricas ecológicas como índices de riqueza y abundancia de las comunidades, en concordancia con la propuesta que expone que los factores antropogénicos son determinantes en la composición de las especies que pueden residir en un hábitat (Morse *et al*., 2013). En nuestro estudio los sitios de acahual, al ser el tipo de uso de suelo más conservado, albergó a la mayoría de los ectoparásitos y sus hospederos. Lo que resultó en comunidades con mayores índices de riqueza, abundancia y diversidad. Los sitios de pastizal, considerados con el uso de suelo de mayor intensidad, obtuvieron valores de métricas ecológicas mayores que los valores de los sitios silvopastoriles, a pesar de que estos últimos se consideran en un nivel mayor de perturbación. Lo anterior demuestra la complejidad que representa evaluar un gradiente de perturbación de hábitat como más o menos transformado asociado a actividades pecuarias.

Para obtener la mayor información posible y definir el gradiente de perturbación correctamente se debe evaluar varios factores al momento de realizar el muestreo, tales como lo son los parches de vegetación nativa cercanos a los pastizales, los corredores naturales dentro de los potreros como riachuelos o cañadas, las plantaciones frutales o de granos cercanas, entre otros. Se ha demostrado que estas estructuras del paisaje tienen un gran peso en el valor ecológico de los mismos ya que proveen de diversos recursos, como cobertura y alimento a las especies que transitan entre los pastizales, ayudando a mantener la diversidad del área (Daily *et al*., 2014).

A pesar de que la especificidad filogenética estimada mediante el valor de agrupamiento filogenético no demostró ser una métrica eficaz para medir el grado de perturbación, en este estudio el grupo de ectoparásitos Stréblidos de los murciélagos sí demostraron tener cualidades como especies bioindicadores ya que su comportamiento fue similar al de sus hospederos murciélagos en los análisis de diversidad, abundancia y riqueza. Los ectoparásitos mostraron ser sensibles a los cambios en el hábitat de su hospedero y a la presencia o ausencia de estos,

directamente relacionada con cambios a nivel de hábitat. Esto refuerza la propuesta del uso de ectoparásitos como modelo de bioindicadores, pues tiene buena representatividad en los hábitats, presentan sensibilidad a los cambios en el uso de suelo y son de fácil captura, manejo e identificación (Moras *et al*., 2013)).

CONCLUSIÓN

Los cambios debidos a la modificación de hábitats en nuestro país, así como en el resto del mundo, han sido ampliamente evidenciados. El efecto que tienen las diferentes actividades humanas sobre los ecosistemas es exponencial con el paso el tiempo, así como sus consecuencias tanto en materia de conservación, economía, salud y en muchas otras áreas. Es de vital importancia tomar medidas para controlar esta sobreexplotación de recursos con el fin de ralentizar o mitigar el daño. Para cumplir esta meta es necesario determinar de entre los diferentes usos de suelo aquellos generen el menor impacto sobre la biodiversidad. La realización de estudios que permitan cuantificar los efectos que se están teniendo en los ecosistemas y las comunidades de organismos, permitirán desarrollar mejores estrategias para la toma de decisiones. Por lo que es necesario continuar buscando distintas alternativas para facilitar estas mediciones y poder tomar decisiones basadas en datos precisos y cuantificables. Adicionalmente, es necesario renovar la bibliografía existente relacionada con el estudio de asociaciones entre quirópteros y ectoparásitos mediante la inclusión de nuevas técnicas y nuevos registros para lograr acuñar términos más precisos a la nueva información recabada.

BIBLIOGRAFÍA

Autino, A.G., Claps, G.L., Sánchez, M.S., Barquez, R.M., 2009. New records of bat ectoparasites (Diptera, Hemiptera and Siphonaptera) from northern Argentina. Neotrop. Entomol. 38, 165–177. https://doi.org/10.1590/S1519-566X2009000200002

Basili, M., Belloc, F., 2015. How to measure the economic impact of vector-borne diseases at country level. J. Econ. Surv. 29, 896–916. https://doi.org/10.1111/joes.12075

Berzunza-Cruz, M., Rodriguez-Moreno, A., Gutierrez-Granados, G., Gonzelez-Salazar, C., Stephens, C.R., Hidalgo-Mihart, M., Marina, C.F., Rebollar-Tellez, E.A., Bailon-Martinez, D., Balcells, C.D., Ibarra-Cerdena, C.N., Sanchez-Cordero, V., Becker, I., 2015. Leishmania (L.) mexicana Infected Bats in Mexico: Novel Potential Reservoirs. PLoS Negl. Trop. Dis. 9, 1–15. https://doi.org/10.1371/journal.pntd.0003438

Bininda-Emonds, O.R.P., 2004. The evolution of supertrees. Trends Ecol. Evol. 19, 315–322. https://doi.org/10.1016/j.tree.2004.03.015

Blair, R.B., 1999. Birds and butterflies along an urban gradient : surrogate Texas for assessing biodiversity? Ecol. Appl. 9, 164–170.

Bonfilio, N., Jaimes, P., Sendra, J.B., Delgado, M.G., Rocha, W.P., 2009. Análisis de cambio del uso del suelo en el Estado de México mediante sistemas de información geográfica y técnicas de regresión multivariantes. Una aproximación a los procesos de deforestación. Investig. Geográficas, Boletín del Inst. Geogr. UNAM 69, 33–52. https://doi.org/ISSN 0188-4611,

Bush, A.O., Lafferty, K.D., Lotz, J.M., Shostak, A.W., 1997. Parasitology Meets Ecology on Its Own Terms: Margolis *et al*. Source J. Parasitol. 83, 575–583. https://doi.org/128.111.90.61

Charney, N., Record, S., 2012. Vegetarian: Jost Diversity Measures for Community

Data. R package version 1.2.

Chomel, B.B., Belotto, A., Meslin, F.-X., 2007. Wildlife, exotic pets, and emerging zoonoses. Emerg. Infect. Dis. 13, 6–11. https://doi.org/10.3201/eid1301.060480

Cuxim-Koyoc, A., Reyes-Novelo, E., Macswiney, M.C., Aguilar-Rodríguez, P.A., 2016. Nuevos registros de streblidae (Diptera: Hippoboscoidea) para México. Rev. Colomb. Entomol. 42, 192–196.

Czenze, Z.J., Broders, H.G., 2011. Ectoparasite community structure of two bats (Myotis lucifugus and M. septentrionalis) from the maritimes of Canada. J. Parasitol. Res. 2011. https://doi.org/10.1155/2011/341535

Daily, G.C., Ceballos, G., Pacheco, J., Suzán, G., Sanchez-Azofeifa, A., 2014. Countryside Biogeography of Neotropical Mammals:Conservation Opportunities in Agricultural landscape of Costa Rica. Conserv. Biol. 17, 1814–1826. https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2003.00298.x

De la Fuente, J., Antunes, S., Bonnet, S., Cabezas-Cruz, A., Domingos, A.G., Estrada-Peña, A., Johnson, N., Kocan, K.M., Mansfield, K.L., Nijhof, A.M., Papa, A., Rudenko, N., Villar, M., Alberdi, P., Torina, A., Ayllón, N., Vancova, M., Golovchenko, M., Grubhoffer, L., Caracappa, S., Fooks, A.R., Gortazar, C., Rego, R.O.M., 2017. Tick-Pathogen Interactions and Vector Competence: Identification of Molecular Drivers for Tick-Borne Diseases. Front. Cell. Infect. Microbiol. 7, 1–13. https://doi.org/10.3389/fcimb.2017.00114

Dittmar, K., Morse, S.F., Dick, C.W., Patterson, B.D., 2015. Bat fly evolution from the eocene to the present (hippoboscoidea, streblidae and nycteribiidae). Parasite Divers. Diversif. Evol. Ecol. Meets Phylogenetics 246–264. https://doi.org/10.1017/CBO9781139794749.015

Estrada Peña, A.F., Sánchez Acedo, C., 1998. Las garrapatas (Acarina: Ixodidae y Argasidae) parásitas de murciélagos (Mammalia: Chiroptera). Estudio de los hospederos. Rev. Ibérica Parasitológica 48, 313–321.

FAO, 2010a. Global Forest Resources Assessment 2010. FAO For. Pap. 163, 350 pp. https://doi.org/ISBN 978-92-5-106654-6

FAO, 2010b. Ganadería y deforestación, Revista Politicas Pecuarias.

Fletcher Jr, R.J., 2005. Multiple edge effects and their implications in fragmented landscapes. J. Anim. Ecol. 74, 342–352. https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2005.00930

Frank, H.K., Mendenhall, C.D., Judson, S.D., Daily, G.C., Hadly, E.A., 2016. Anthropogenic impacts on Costa Rican bat parasitism are sex specific. Ecol. Evol. 6, 4898–4909. https://doi.org/10.1002/ece3.2245

Gallina, S., López, C., 2011. Manual de técnicas para el estudio de la fauna, 1st ed, Manual de Técnicas para el estudio de la Fauna. INECOL, Querétaro.

Gareth, J., Jacobs, D.S., Kunz, T.H., Willig, M.R., Racey, P.A., 2009. Carpe noctem: the importance of bats as bioindicators. Endanger. Species Res. 8, 93–115. https://doi.org/10.3354/esr00182

Guo, F., Bonebrake, T.C., Gibson, L., 2018. Land-Use Change Alters Host and Vector Communities and May Elevate Disease Risk. Ecohealth. https://doi.org/10.1007/s10393-018-1336-3

Heras, C.A., Sierra, M.J., 2016. Enfermedades transmitidas por vectores. Un nuevo reto para los sistemas de vigilancia y la salud pública. Gac Sanit 30, 167–169. https://doi.org/10.1016/j.gaceta.2016.03.001

Herrin, C.S., Tipton, J.V., 1967. Spinturnicid mites of Venezuela (Acarina: Spinturnicidae). Brigham Young Univ. Sci. Bull. Ser. 20, 1–72.

Hofstede, H.M., Fenton, M.B., 2005. Relationships between roost preferences, ectoparasite density, and grooming behaviour of neotropical bats. J. Zool. London 266, 333–340. https://doi.org/10.1017/S095283690500693X

INEGI, 2014. Encuesta Nacional Agropecuaria 2014 Producción de ganado bovino. México.

Jost, L., 2006. Entropy and diversity. OIKOS 113, 2.

Keesing, F., Belden, L.K., Daszak, P., Dobson, A., Harvell, C.D., Holt, R.D., Hudson, P., Jolles, A., Jones, K.E., Mitchell, C.E., Myers, S.S., Bogich, T., Ostfeld, R.S., 2010. Impacts of biodiversity on the emergence and transmission of infectious diseases. Nature 468, 647–652. https://doi.org/10.1038/nature09575

Kembel, S.W., Ackerly, D.D., Blomberg, S.P., Cornwell, W.K., Cowan, P.D., Helmus, M.R., Morlon, H., Webb, C.O., 2010. Picante: R tools for integrating phylogenies and ecology. Bioinformatics 26, 1463–1464.

Klimpel, S., Editors, H.M., 2013. Bats (Chiroptera) as Vectors of Diseases and Parasites, Parasitology Research Monographs.

Lambin, E.F., 2016. Modelling and monitoring land-cover change processes in tropical regions. Prog. Phys. Geogr. 21, 375–393. https://doi.org/10.1177/030913339702100303

Lederberg, J., 1997. Infectious Disease as an Evolutionary Paradigm. Emerg. Infect. Dis. 3, 417–423. https://doi.org/10.3201/eid0304.970402

Leulmi, H., Aouadi, A., Bitam, I., Bessas, A., Benakhla, A., Raoult, D., Parola, P., 2016. Detection of Bartonella tamiae, Coxiella burnetii and rickettsiae in arthropods and tissues from wild and domestic animals in northeastern Algeria. Parasit. Vectors 27, 3–8. https://doi.org/10.1186/s13071-016-1316-9

Lučan, R.K., Bandouchova, H., Bartonička, T., Pikula, J., Zahradníková, A., Zukal, J., Martínková, N., 2016. Ectoparasites may serve as vectors for the white-nose syndrome fungus. Parasit. Vectors. https://doi.org/10.1186/s13071-016-1302-2

Magurran, A.E., 2004. Measuring Biological Diversity. Wiley-Blackwell, Oxford.

Marcogliese, D.J., 2005. Parasites of the superorganism: Are they indicators of ecosystem health? Int. J. Parasitol. 35, 705–716. https://doi.org/10.1016/j.ijpara.2005.01.015

Márquez, J., 2005. Técnicas de colecta y preservación de insectos, Boletín Sociedad Entomológica Aragonesa.

Medellín, R., Equihua, M., Amin, M.A., 2000. Bat diversity and abundance as indicators of disturbance in neotropical rainforests. Conserv. Biol. 14.

Medellín, R., Takeshi, H., Sanchez, O., 2008. Identificación de los murciélagos de México, clave de campo (2ª ed.)., 2nd ed, Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México. Asociación Mexicana de Mastozoología, México.

Moras, L.M., Bernardi, L.F.D.O., Graciolli, G., Gregorin, R., 2013. Bat flies (Diptera: Streblidae, Nycteribiidae) and mites (Acari) associated with bats (Mammalia: Chiroptera) in a high-altitude region in southern Minas Gerais, Brazil. Acta Parasitol. https://doi.org/10.2478/s11686-013-0179-x

Moreno, C.E., 2001. Manual de métodos para medir la biodiversidad, M&T Manuales y Tesis SEA. GORFI, S.A., Zaragoza, España.

Morse, S.F., Bush, S.E., Patterson, B.D., Dick, C.W., Gruwell, M.E., Dittmar, K., 2013. Evolution, multiple acquisition, and localization of endosymbionts in bat flies (Diptera: Hippoboscoidea: Streblidae and nycteribiidae). Appl. Environ. Microbiol. https://doi.org/10.1128/AEM.03814-12

Oksanen, J., Guillaume Blanchet, F. Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., Minchin, P.R., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H., Szoecs, E., Wagner, H., 2017. vegan: Community Ecology Package. R package version 2.4-3.

Pearce, J., Venier, L., 2005. Small mammals as bioindicators of sustainable boreal forest management. For. Ecol. Manage. 208, 153–175. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.11.024

Poulin, R., Krasnov, B.R., Mouillot, D., 2011. Host specificity in phylogenetic and geographic space. https://doi.org/10.1016/j.pt.2011.05.003

Poulin, R., Mouillot, D., 2003. Parasite specialization from a phylogenetic

perspective : a new index of host specificity. https://doi.org/10.1017/S0031182003002993

Ries, L., Fletcher, R.J., Battin, J., Sisk, T.D., 2004. Ecological responses to habitat edges: Mechanisms, Models, and Variability Explained. Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst 35, 491–522. https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.112202.130148

Romero, M. de L., Sáchez, C., García, C., Owen, R.D., 2007. Mamíferos pequeños ,manual de técnicas de captura, preparación preservación y estudio, 2nd ed. UNAM, México.

Russo, D., Jones, G., 2012. Bats as bioindicators: an introduction. Univ. Bristol 80, 157–158. https://doi.org/10.1016/j.mambio.2015.03.005

Salinas, B.V., Zaldívar, A., Rebollo, A., Herrera, L.G., 2016. Seasonal variation of bat-flies (Diptera: Streblidae) in four bat species from a tropical dry forest. Mammalia 3, 125–134. https://doi.org/10.1515/mammalia-2016-0176

Santos, C., Pereira, A., Bastos, V., Graciolli, G., Rebêlo, J., 2013. Parasitism of ectoparasitic flies on bats in the northern Brazilian cerrado. Acta Parasitol. https://doi.org/10.2478/s11686-013-0135-9

SEFIPLAN, 2016a. Tlapacoyan, Cuadernillos municipales.

SEFIPLAN, 2016b. Ursulo Galván, Cuadernillos municipales.

SEFIPLAN, 2016c. San Andrés Tuxtla, Cuadernillos municipales.

SEMARNAT, 2013. Medio ambiente en México. México.

Sikes, R.S., Bryan, J.A., 2016. 2016 Guidelines of the American Society of Mammalogists for the use of wild mammals in research and education. J. Mammal. 97, 663–688. https://doi.org/10.1093/jmammal/gyw078

Suzán, G., Marcé, E., Giermakowski, J.T., Armién, B., Pascale, J., Mills, J., Ceballos, G., Omez, A., Aguirre, A.A., Salazar-Bravo, J., Armién, A., Parmenter, R., Yates, T., 2008. The Effect of Habitat Fragmentation and Species Diversity Loss on Hantavirus Prevalence in Panama Emerg. Dis. Ann.

N.Y. Acad. Sci 1149, 80–83. https://doi.org/10.1196/annals.1428.063

Trilleras, J.M., Jaramillo, V.J., Vega, E. V., Balvanera, P., 2015. Effects of livestock management on the supply of ecosystem services in pastures in a tropical dry region of western Mexico. Agric. Ecosyst. Environ. 211, 133–144. https://doi.org/10.1016/J.AGEE.2015.06.011

Wenzel, R.L., 1976. The streblid batflies of Venezuela (Diptera: Streblidae). Brigham Young Univ. Sci. Bull. Biol. Ser. 20.

Wenzel, R.L., Tipton, J.V., Kiewlicz, A., 1966. The Streblid batflies of Panama (Diptera: Streblidae), in: Ectoparasites of Panama. Panama, pp. 636–677.