



Universidad Autónoma de Querétaro  
Facultad de Ciencias Naturales  
Maestría en Ciencias Biológicas

Uso de hábitat por murciélagos insectívoros aéreos en ambientes antropizados del  
Estado de Querétaro.

Tesis

Que como parte de los requisitos para obtener el grado de

Maestría en Ciencias Biológicas

Presenta:

Karla Patricia Zaldaña Orantes

Dirigido por:

Dr. Oscar Ricardo García Rubio

Sinodales:

M. en G. Hugo Luna Soria  
Secretario

Dr. Bernal Rodríguez Herrera  
Vocal

Dr. Víctor Hugo Cambrón Sandoval  
Suplente

M en GIC. José Carlos Dorantes Castro  
Suplente

Centro Universitario, Querétaro, Qro.  
17 de Diciembre de 2020  
México

## Dedicatoria

A mi familia y amigos

Y a todos los que dedican su vida a la conservación de murciélagos y otras especies poco apreciadas.

Dirección General de Bibliotecas UAQ

## Agradecimientos

Agradezco a la Universidad Autónoma de Querétaro por abrirme sus puertas para poder llevar a cabo mi posgrado, el cual no habría sido posible sin la beca otorgada por dicha institución. Así mismo, expreso mi agradecimiento a CONACYT por la beca número (2019-000002-01NACF-09312), a la beca OEA-CONACYT para manutención y a los Fondos de Rectoría (FOPER) de la Universidad Autónoma de Querétaro por el financiamiento otorgado para desarrollar este proyecto.

De forma especial, agradezco al Dr. Oscar García Rubio, quién me aceptó en su laboratorio y me dirigió para llevar a cabo la investigación, también por brindarme apoyo e impulsarme para enriquecer mi aprendizaje y formación a través de actividades extracurriculares. Así mismo, estuvo siempre pendiente de mi avance y brindó comentarios y ayuda acertada para mejorar el estudio. También agradezco a mis sinodales, Bernal Rodríguez-Herrera, por su ayuda cada que tenía dudas, así como por su experticia en el tema que ayudó a mejorar el proyecto. A Hugo Luna por su paciencia y disponibilidad para enseñarme a sacar provecho de los Sistemas de Información Geográfica, y también por siempre brindar comentarios para mejorar el estudio, a Víctor Hugo Cambrón por su apoyo en el diseño y a Carlos Dorantes por compartir su conocimiento sobre ciencias sociales que fueron la base para el desarrollo del tercer capítulo de esta tesis.

Este trabajo no hubiera sido posible sin el apoyo del personal del Parque Querétaro 2000, gobierno municipal de Pedro Escobedo, Señora Eva, Don Pedro Pérez y la familia Rayas quienes amablemente abrieron las puertas de sus casas y negocios para colocar grabadores y sumado a ello han estado pendiente del desarrollo del proyecto. También un

agradecimiento especial a Daniela Mondragón y Laura Rodríguez quienes fueron de gran apoyo para este trabajo, y quienes desde un inicio mostraron gran interés en aprender sobre murciélagos.

Gracias mi esposo Oscar Rayas, por acompañarme a colocar grabadores y también por apoyarme sin importar mi estado de ánimo o humor, por darme ánimo y tener siempre las palabras adecuadas para impulsarme a continuar, también por soportar mis tertulias nocturnas cuando las ideas llegaban a mi cabeza. A mi familia que a la distancia siempre me dan su apoyo, ellos han sido pilar fundamental de mi formación como persona y como profesional, en particular mis padres Marcia Orantes y Víctor Zaldaña, a mis abuelos que son la raíz y la base de mi ser, hasta el cielo expreso mi profundo agradecimiento. A mis suegros, quienes me han tratado como una hija más y durante este tiempo me han ayudado para cumplir con mis múltiples responsabilidades. Por último, a mis amigos en El Salvador, por aguantar mis ausencias y siempre estar ahí, a Lucía Sánchez y Andrea Rivas con quienes compartimos las diferentes fases de un posgrado. A Valeria, Claudia y Lili por celebrar y llorar conmigo y a Melissa Rodríguez y Luis Girón, quienes me introdujeron al hermoso mundo de los murciélagos y quienes me han ayudado a lo largo de este trabajo.

## Índice general

Dedicatoria .....	2
Agradecimientos .....	3
Introducción .....	10
Transformación antropogénica de los hábitats terrestres .....	10
Impacto de la urbanización sobre la fauna silvestre.....	11
Murciélagos en el contexto urbano: retos y oportunidades.....	13
Objetivos .....	18
<b>Capítulo 1.</b> .....	19
Murciélagos de Querétaro: detección de murciélagos insectívoros a través de grabadores ultrasónicos y actualización de la lista de especies para el Estado.....	19
Resumen.....	20
Introducción .....	21
Materiales y Métodos .....	23
Sitio de estudio.....	23
Revisión bibliográfica .....	24
Muestreo acústico.....	25
Resultados .....	26
Revisión bibliográfica .....	26
Análisis acústico.....	27
Discusión.....	34
Referencias.....	37
Anexos.....	42
<b>Capítulo 2.</b> .....	45
Uso de hábitat por murciélagos insectívoros aéreos en zonas urbanas de Querétaro, San Juan del Río y Pedro Escobedo.....	45
Resumen.....	46
Introducción .....	47
Materiales y Métodos .....	50
Sitio de estudio.....	50
Selección de sitios de grabación.....	50
Muestreo acústico.....	51

Análisis de grabaciones.....	52
Análisis estadísticos.....	53
Resultados.....	54
Discusión.....	60
Referencias.....	68
Anexos.....	75
Conclusiones generales.....	76
Referencias.....	78

## Índice de tablas

### Capítulo 1.

Tabla 1. Lista de especies y sus parámetros acústicos identificadas a través del análisis acústico en las municipalidades de Querétaro, Pedro Escobedo y San Juan del Río, en Querétaro, México... 287

Tabla 2. Lista actualizada de especies de murciélagos en Querétaro, México. La fuente indica la referencia bibliográfica en donde la especie es reportada.....28

Tabla 3. Parámetros físicos del sonotipo llamado como Ms3 comparado con las referencias acústicas para *Promops centralis*.....32

Tabla 4. Parámetros físicos de los sonotipos identificados como *Myotis* 1 y *Myotis* 2, comparado con los parámetros de referencia reportados para *Myotis keasy*, *M. californicus* *M. melanorhinus* y *M.* sp por otros autores.....32

### Capítulo 2.

Tabla 1. Media de pases con error estándar ( $\pm$  SD) de las especies y sonotipos identificados en los tres hábitats estudiados dentro de la zona urbana de Querétaro.....55

Tabla 2. Media de fases de búsqueda con error estándar ( $\pm$  SD) de las especies y sonotipos identificados en los tres hábitats estudiados en la zona urbana de Querétaro.....55

Tabla 3. Modelo lineal generalizado con binomio negativo para los datos de actividad de murciélagos por hábitat.....57

Tabla 4. Análisis pareado de Tukey a partir de los valores obtenidos en MLG BN. Se indican pares de especies que poseen diferencias significativas en su actividad en los hábitats estudiados.....59

## Índice de figuras.

### Capítulo 1.

Fig. 1. Sitio de estudio: Querétaro, México. Puntos naranjas indican los registros históricos y puntos verdes registros por muestreo acústico.....23

Fig. 2 Espectograma de *Promops centralis* (Molossidae) grabado en Querétaro México. A) pulso de mayor duración similares a los reportados por García-Luis y colab. (2019). B) Pulsos de corta duración como los reportados por González-Terraza y colab. (2016).....28

## Capítulo 2.

Fig. 1. Sitios de grabación dentro del paisaje urbano de Querétaro. Puntos azules, cuerpos de agua, puntos verdes, parques urbanos y puntos rojos zonas residenciales.....51

Fig. 2 Gráfico de cajas con las medias de pases y fases terminales en los hábitats estudiados, Ca, Cuerpo de agua, Pu, Parque urbano y Zr, Zona residencial.....57

Fig. 3 Actividad de murciélagos insectívoros detectados en los tres hábitats estudiados dentro de la zona urbana de Querétaro. Se muestra la hora 0 que indica la hora del anochecer seguido de intervalos de una hora, los valores negativos significan dos y una hora antes del amanecer.....58

Fig. 4 Actividad de las especies comunes en los hábitats de Ca, Cuerpo de agua, Pu, Parque urbano y Zr, zona residencial de la zona urbana de Querétaro. A. Actividad por hábitat con todas especies comunes. B. Actividad por hábitat de las especies comunes sin *T. brasiliensis*.....59

## Resumen

La urbanización es una de las principales amenazas para la biodiversidad, esta ha provocado la extinción de poblaciones locales y a su vez la permanencia de especies exóticas; sin embargo, el escenario no es negativo para todas las especies animales y vegetales. A pesar del alto crecimiento urbano en los últimos años, ciertas especies han logrado adaptarse a estos nuevos entornos, este es el caso de algunas especies de murciélagos, en particular los consumidores de insectos durante el vuelo. Debido a que la urbanización es una amenaza irreversible, sumado a que sigue avanzando de forma apresurada especialmente en países de Latinoamérica, identificar los hábitats que utilizan los murciélagos insectívoros dentro del paisaje urbano se vuelve vital para asegurar su conservación. Por lo cual el objetivo del presente trabajo fue identificar el uso de hábitat de murciélagos insectívoros en zonas urbanas, así como la existencia del uso diferencial de este hábitat por parte de las especies presentes. Dentro de los resultados se identificaron un total de 9 especies de murciélagos insectívoros a través de sus llamados de ecolocalización, una de ellas representa un nuevo reporte para el Estado de Querétaro. Con respecto al uso de hábitat, el cuerpo de agua fue el hábitat más utilizado por las especies identificadas ( $P < 0.05$ ) en comparación con los hábitats de parques urbanos y zonas residenciales. A pesar que los parques urbanos y las zonas residenciales no mostraron diferencias significativas con respecto a la actividad ( $P > 0.05$ ), los intentos de forrajeo fueron mayor en los parques urbano que en las zonas residenciales ( $P < 0.05$ ). Con respecto a las especies, el género *Myotis* tuvo una mayor actividad en los cuerpos de agua, mientras que la especie *Eumops perotis* mostró una mayor asociación con las zonas residenciales y *Promops centralis* con los parques urbanos. Los resultados de este trabajo brindan conocimiento nuevo para el Estado de Querétaro, ya que actualiza el listado



de especies de murciélagos, así mismo, representa conocimiento importante para la región, ya que se identificaron diferencias entre la actividad de murciélagos insectívoros en tres hábitats dentro de las zonas urbanas, lo que significa que dentro de la configuración del paisaje urbano existen hábitats de mayor importancia para los murciélagos. Al identificar que especies están utilizando estos hábitats es posible inferir de que forma la actividad y riqueza de las especies se vería afectada si estos sitios son degradados o eliminados.

Dirección General de Bibliotecas UAQ

## Introducción

### Transformación antropogénica de los hábitats terrestres

Las presiones antropogénicas como la pérdida de hábitat y la fragmentación son dos de las principales causas de pérdida de biodiversidad (Newbold *et al.*, 2015). Ambos procesos son independientes, pero pueden ocurrir de forma simultánea (Haila, 2002) y son factores importantes en la extinción de especies (Modin *et al.*, 2020), ambos procesos repercuten en la reducción del tamaño de las poblaciones y la riqueza de especies, restricción en la distribución geográfica original y pérdida de diversidad genética (Morrison *et al.*, 2007; Murphy y Romanuk, 2014; Lino *et al.*, 2018). Debido a su importante papel en la viabilidad de las especies amenazadas, se han vuelto un tema central de investigación en ecología desde hace tres décadas (Forman, 1996; Wiegand *et al.*, 2005).

En el último siglo una de las principales causas de ambos procesos, son las modificaciones en el paisaje, que se derivan del cambio de uso y cambio de cobertura o deforestación con el fin de producir alimentos y dar hogar a las poblaciones humanas (Keinan y Clark, 2012). Algunas de las actividades principales por las que se da la modificación del paisaje son: la urbanización, construcción de corredores (carreteras o caminos) y agricultura, los cuales son directamente ocasionados por el humano (August *et al.*, 2002). Cada uno de esos factores que aceleran la transformación de los usos de suelo está relacionado con el crecimiento de las poblaciones humanas, el cual no ocurre solo de forma local, sino también de forma global (Meyer y Turner, 1992; August *et al.*, 2002).

La transformación de paisajes naturales a paisajes para usos humanos trae consigo cambios medibles en la composición y patrones de hábitats y por ende en la flora y la fauna

que se encuentran en él (Nichols *et al.*, 2007); principalmente en los paisajes transformados para uso humano hay una pérdida de los hábitats nativos, un aumento de remanentes de hábitats pequeños y aislados entre sí y un incremento y cambio en los bordes (August *et al.*, 2002).

La forma en que este paisaje es utilizado, así como su intensidad de uso afecta la abundancia y riqueza local de las especies nativas; por lo que, un paisaje con mayor densidad poblacional, como son las zonas urbanas, presentará una menor riqueza y abundancia de especies en comparación con un paisaje con menor densidad poblacional (Newbold *et al.*, 2015).

Impacto de la urbanización sobre la fauna silvestre.

La urbanización se ha expandido en los últimos años causando diversos problemas ambientales (Mckinney, 2002), solo en los últimos 50 años la población que vive en zonas urbanas se ha incrementado de uno a cuatro billones de personas (Seto *et al.*, 2010), esto significa que por primera vez en la historia la mayoría de personas del mundo viven en ciudades (ONU, 2014). A pesar de ello, la tasa de urbanización en países desarrollados se está ralentizando, contrario a lo que se observa en los países en vías de desarrollo de África, Asia y Latinoamérica donde la tasa de urbanización se está acelerando de forma dramática (Seto *et al.*, 2010).

Bajo este escenario la rama de ecología urbana ha tomado mayor fuerza, y desde los años 2000's las publicaciones en esta temática se han incrementado. Una de las principales motivaciones de los investigadores en esta área además del incremento exponencial de áreas urbanas (Angel *et al.*, 2005), es el impacto que este tiene sobre la biodiversidad, el cual en

términos generales se describe como una disminución de biodiversidad debido a la pérdida de hábitat y a la homogenización biótica (Mckineey, 2006).

Para determinar el impacto de la urbanización sobre la fauna, se han hecho diversos estudios; entre ellos destacan aquellos que comparan la diversidad y riqueza de un taxa dentro de un gradiente que va desde un uso más conservado hasta el núcleo de una zona urbana, lo que se conoce como un gradiente urbano (Kowarik, 1995; Blair y Launer, 1997; Jung y Kalko, 2011; Lowe *et al.*, 2018). En estos estudios la conclusión principal es que la riqueza de especies disminuye a medida se acerca a los núcleos urbanos.

A partir de estas investigaciones, se ha clasificado a las especies en tres categorías, las cuales reflejan su reacción ante las actividades humanas. Esta clasificación en inglés es: *urban avoiders* que evitan la urbanización, *urban exploiters* explotan las zonas urbanas y *urban adapters* se adaptan a zonas urbanas (Blair, 2001). Esta clasificación destaca que las especies que habitan en las zonas urbanas difieren en su sensibilidad hacia los cambios del paisaje con respecto a aquellas que no toleran los entornos urbanos, a este proceso se le conoce como sinurbización (Gehrt y Chelsvig, 2004; Santini *et al.*, 2019).

En este aspecto Gilbert (1989), sugirió que los vertebrados voladores podrían explotar mejor los paisajes urbanos que los vertebrados terrestres. Por ello, las especies de aves y mamíferos voladores han recibido especial atención en esta temática (Helbig-Bonitz *et al.*, 2015).

En mamíferos, no se han encontrado las estrategias que permiten a las especies de este grupo adaptarse a las zonas urbanas, pero se ha visto que la estrategia reproductiva y el tamaño pueden estar relacionados a la adaptabilidad de las especies a estas zonas, por lo

tanto, las especies de menor tamaño se adaptan mejor a estos entornos (Santini *et al.*, 2019).

Dentro del grupo de mamíferos, los murciélagos son el grupo con mayor número de especies en las ciudades y de ellos, los murciélagos insectívoros que forrajean en espacios abiertos suelen ser los más abundantes en esos sitios (Santini *et al.*, 2019).

Murciélagos en el contexto urbano: retos y oportunidades.

Dentro de los murciélagos insectívoros aéreos existen especies que toman ventaja de los paisajes modificados por el humano, como son las zonas urbanas (Jung y Kalko, 2010). Por lo general estas especies son difíciles de capturar utilizando métodos tradicionales como las redes de niebla, sin embargo, poseen la característica de poder ser registrados a través de sus llamados de ecolocalización (O'Farrell y Gannon, 1999). Sumado a esas cualidades, los murciélagos insectívoros cumplen roles ecológicos importantes, como controladores de poblaciones de insectos que pueden ser dañinos para el ser humano y los cultivos (Boyles *et al.*, 2011).

Para evaluar el efecto de la urbanización sobre estas especies se ha comparado su actividad y riqueza en un gradiente urbano (Fahrig, 2003). Uno de los primeros estudios en esta temática encontró que la actividad de los murciélagos insectívoros era mayor en zonas rurales en comparación con las zonas urbanas, así mismo, notaron que algunas de las especies que se encontraron en la zona rural no estaban en las zonas urbanas (Furlonger *et al.*, 1987). De igual manera, la actividad de estas especies ha mostrado variación en las zonas urbanas con respecto a las zonas rurales, donde en algunos casos esta es mayor en las zonas rurales (Coleman y Barclay, 2012; Ticó-Valádez, 2012), y en otros, esta es menor (Gehrt y Chelsvig, 2003). En términos de riqueza, los resultados han sido constantes ya que la mayoría de

estudios reportan una menor riqueza de especies en las zonas urbanas (Gehrt y Chelsvig, 2003; Ávila-Flores y Fenton, 2005; Jung y Kalko, 2011; Coleman y Barclay, 2012).

Debido al factor de riesgo que las zonas urbanas y la expansión de estas representan para las especies de murciélagos, surgieron más preguntas, y a partir de ellas más estudios. De los que se concluye que el hábitat es el principal predictor de la abundancia de murciélagos (Walsh y Harris, 1996; Gaisler *et al.*, 1998). Y a partir de este postulado se empezaron a dilucidar cuales eran los sitios más utilizados por los murciélagos dentro de las zonas urbanas.

Usando métodos acústicos ha sido posible identificar la actividad de murciélagos insectívoros en diferentes hábitats, incluidas las zonas urbanas (Russo y Jones, 2003; Coleman y Barclay, 2012). Para ello, se utilizan las fases búsqueda (señales que emite el murciélago cuando está buscando su presa) y las fases terminales (señales que emite el murciélago cuando intenta capturar a su presa) (Schnitzler y Kalko, 2001). Al integrar este conocimiento se ha determinado el uso de hábitat por murciélagos insectívoros en las ciudades, ya sean en hábitats con diferentes radiaciones lumínicas (Jung y Kalko, 2010; Straka *et al.*, 2019; Voigt *et al.*, 2019) o micro-hábitats como parques y cuerpos de agua (Gehrt y Chelsvig, 2004; Ávila-Flores y Fenton, 2005; Arias-Aguilar *et al.*, 2015; Ancilloto *et al.*, 2019; Tena *et al.*, 2019). Es importante recalcar que el uso de grabadores ultrasónicos para identificar uso de hábitat, solo brinda información de la búsqueda de presas y alimentación, y no de todo el repertorio conductual que describe Morrison *et al.*, (1998) por lo que con esta información se obtienen datos acerca de los sitios que sostienen mayor o menor actividad de forrajeo, así como de las especies que realizan esta actividad en esos hábitats (Lloyd *et al.*, 2006).

Gran parte de la información que se tiene en la actualidad proviene de zonas templadas de Estados Unidos y Europa, a pesar que, en las zonas tropicales existe mayor riqueza de especie y un mayor riesgo de expansión urbana no planificada. Por este motivo la urbanización es una de las principales amenazas para las especies de murciélagos en la región global sur (Frick *et al.*, 2020). Este riesgo está asociado tanto al efecto ecológico que representan las zonas urbanas, como el riesgo asociado al conflicto entre humanos y murciélagos generado por la coexistencia de ambos en las ciudades; los cuales se ven exacerbados por la falta de políticas de protección y conservación en esta región (Jung y Threlfall, 2016; Voigt *et al.*, 2016).

En Latinoamérica, se han evaluado los factores bióticos y abióticos que se correlacionan con la actividad y riqueza de murciélagos insectívoros aéreos. Tal como la importancia de los parques urbanos dentro de las zonas urbanas para los murciélagos insectívoros (Ávila-Flores y Fenton, 2005; Arias-Aguilar *et al.*, 2015), De igual manera se ha identificado el uso de las construcciones urbanas como refugios para los murciélagos (Ticó-Valadéz, 2012).

En México, a pesar de que el 77.8% de la población vive en zonas urbanas (INEGI, 2010), no se han hecho muchos estudios que evalúen el efecto de las zonas urbanas sobre los murciélagos. Hasta la fecha, los estudios conocidos se han llevado a cabo en Ciudad de México (Ávila-Flores y Fenton 2005), Villahermosa, Tabasco (Hernández *et al.*, 2008), Durango (Ticó-Valadéz, 2012), y el más reciente en Chiapas (Rodríguez-Aguilar *et al.*, 2017).

A pesar de los esfuerzos, aún falta recopilar mayor información para identificar como las características del paisaje y los hábitats que estos ofrecen afectan la actividad y riqueza de las especies de murciélagos insectívoros aéreos neotropicales. Aspectos como el uso de

los cuerpos de agua urbanos y el papel que tiene la estructura del paisaje sobre la actividad y ensamblaje de las especies han sido poco evaluados y ambos han mostrado ser importantes factores para explicar la distribución en las regiones templadas (Fabianek *et al.*, 2011; Ancilloto *et al.*, 2019; Moretto *et al.*, 2019 Nystrom y Bennet, 2019).

Completar estos vacíos de información no solo es vital de forma local, sino también de forma regional, ya que pueden brindar una mejor perspectiva de como los murciélagos insectívoros aéreos neotropicales utilizan el hábitat y como la configuración del paisaje influye en la actividad y riqueza de este grupo. Al identificar los sitios de importancia para las especies de murciélagos en las zonas urbanas se pueden elaborar mejores planes de manejo de las especies en estas zonas con el fin de conservar las especies. Aun así, la información ecológica por sí sola no asegura la preservación de las especies, por lo que incluir aspectos sociales como la percepción y conocimiento de los residentes de las ciudades permitirán elaborar planes de educación ambiental con murciélagos para evitar el conflicto humano-murciélagos y cumplir con los propósitos de conservación en zonas urbanas, dentro de los cuales se encuentra el acercamiento de biodiversidad a los habitantes de la ciudad para lograr la convivencia entre ambos.

Por lo antes expuesto, la ciudad de Querétaro presenta un escenario idóneo para generar esta información debido al aumento poblacional que ha sufrido en las últimas décadas, lo que ha generado el cambio de uso de suelo de vegetación nativa a usos urbanos e industriales. Así mismo, en el Estado, los estudios con murciélagos son escasos, por lo que aumentar el conocimiento sobre este grupo es de vital importancia para llenar vacíos de información (especies presentes y su uso de hábitat) y generar propuestas de manejo eficientes.



En particular los murciélagos insectívoros aéreos pueden contribuir en los asentamientos humanos al control de insectos que puede ser vectores de enfermedades por lo que estudiarlos y conservarlos es de importancia no solo por su valor inherente sino también por los servicios ecosistémicos que brindan a las poblaciones humanas.

Dirección General de Bibliotecas UAQ

## Objetivos

### General

Determinar el uso de hábitat por murciélagos insectívoros aéreos en el paisaje urbano del Estado de Querétaro.

### Específicos

- Identificar las especies de murciélagos insectívoros aéreos en los municipios de Querétaro, Pedro Escobedo y San Juan del Río.
- Actualizar la lista de especies de murciélagos para el Estado de Querétaro a través de una revisión bibliográfica y grabaciones de llamados de ecolocalización.
- Determinar el uso de hábitat por murciélagos insectívoros aéreos en las zonas urbanas de los municipios de Querétaro, San Juan del Río y Pedro Escobedo.

## **Capítulo 1.**

Murciélagos de Querétaro: detección de murciélagos insectívoros a través de grabadores ultrasónicos y actualización de la lista de especies para el Estado.

Karla Patricia Zaldaña Orantes

Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Autónoma de Querétaro

## Resumen

En el Estado de Querétaro, los estudios con murciélagos son escasos, y datan de los años 1970 a 1990. A pesar de esos esfuerzos, no existe una lista oficial de las especies presentes en el Estado y las que existen se han hecho a base de modelos de distribución potencial. Es por ello que se realizó una revisión bibliográfica de toda la información disponible sobre murciélagos en Querétaro, esta información se complementó con un muestreo acústico con la finalidad de detectar especies de murciélagos insectívoros aéreos en tres municipios en los cuales no hay registros de capturas de estas especies. A través de la revisión bibliográfica y grabaciones ultrasónicas, se confirmó la presencia de 42 especies de murciélagos para el Estado de Querétaro. Se detectó por primera vez a *Promops centralis* la cual representa una nueva especie para el Estado y una extensión de su distribución actual. De igual manera, se confirmó la presencia de *Eumops perotis*, cuya distribución solo se había sugerido con modelos de distribución potencial. Este estudio presenta la lista actualizada de murciélagos para Querétaro, construida con datos de captura y de registros acústicos, esta es una base para futuros estudios con el grupo en el Estado.

## Introducción

El Estado de Querétaro está localizado en el centro de México y posee una extensión de 11,769 Km<sup>2</sup> (INEGI, 1984), el Estado posee una orografía compleja, ya que la mitad del territorio se encuentra en la Sierra Madre Oriental, el sureste en el Eje Neovolcánico y entre ambos se ubica la Altiplanicie mexicana (Scmidly y Martin, 1971; Bayona-Celis, 2016). Esta conformación le brinda al Estado una variedad de ecosistemas, tales como: bosque deciduo subtropical, bosque deciduo tropical, bosque de encino, bosque de coníferas, bosque de junípero y semidesierto (Zamudio *et al.*, 1992). Gran parte de esta diversidad es observada en el área de la Sierra Madre Oriental, donde se encuentra la Reserva de Biosfera Sierra Gorda (RBSG) (Bayona-Celis, 2016). Mientras que la Altiplanicie mexicana y el Eje Neovolcánico, se encuentran conformado en su mayoría por matorrales (Bayona-Celis, 2016). Debido a la diversidad de ecosistemas en la Sierra Madre Oriental, la mayoría de los estudios con mamíferos se han llevado a cabo ahí (López-González y Aceves-Lara, 2007; Ramírez-Reyes *et al.*, 2016; López-González *et al.*, 2019); por el contrario, muy pocos estudios con mamíferos se han realizado en matorrales y semidesiertos de la Altiplanicie mexicana y el Eje Neovolcánico.

Dentro del grupo de los mamíferos, los murciélagos son el grupo más abundante en zonas áridas; a pesar de ello, el entendimiento de su dinámica espacio temporal en el uso de hábitat y la disponibilidad de recursos en estos sitios sigue siendo incierta (Conenna, 2019). Esto debido a que hay poca información acerca de la distribución y los requerimientos de hábitats para muchas especies, en especial aquellas que son difíciles de capturar.

Adicional a esto, los murciélagos contribuyen en diversos servicios ecosistémicos como, la polinización (Trejo-Salazar *et al.*, 2016), la dispersión de semillas (Regolin *et al.*, 2020) y el control de poblaciones de insectos (Frick *et al.*, 2013) en particular, los murciélagos insectívoros han sido identificados como supresores claves de artrópodos que son plagas en sistemas agrícolas (Kunz *et al.*, 2011). A pesar de su contribución con estos servicios ecológicos, se sabe poco acerca de los murciélagos en Querétaro, México. La primera lista de especies se elaboró en los años 70's (Speneath y LaVal, 1970; Scmidly y Martin, 1971) y principalmente contiene datos de capturas hechas en la RBSG. En los años 90's, esta lista fue mejorada gracias a los estudios de León-Paniagua y colab. (1990) y Navarro y León-Paniagua (1995). Posterior a esto, López-González y colab. (2016) utilizaron la información antes mencionada y distribuciones potenciales utilizando modelaje de nicho para completar la lista de murciélagos para el Estado, en este esfuerzo reportaron 36 especies para Querétaro. Sin embargo, la mayor parte de la información se generó utilizando datos de captura, este método *per se* representa una importante fuente de variación, debido a que este acercamiento puede subestimar la riqueza de especies, especialmente de murciélagos insectívoros aéreos, ya que son especies que vuelan fuera del rango de captura de las redes de niebla (O'Farrell y Gannon, 1999).

El objetivo es actualizar el listado de especies de murciélagos en Querétaro, a través de dos enfoques: la búsqueda de reportes de captura en redes de niebla, y un muestreo acústico en las regiones de la Altiplanicie Mexicana y Eje Neovolcánico. Esta información es vital para futuros estudios con este grupo; así mismo, para identificar las amenazas para las especies de murciélagos y sus poblaciones en Querétaro, un Estado con elevados índices de crecimiento urbano y desarrollo industrial.

## Materiales y Métodos

### Sitio de estudio

El estudio se llevó a cabo en Querétaro, localizado en el centro de México. Para la revisión bibliográfica, se buscaron todos los registros de murciélagos hechos en los municipios del Estado.

El muestreo acústico se hizo en las municipalidades de Querétaro, Pedro Escobedo y San Juan del Río (Fig. 1). Las tres ciudades se localizan al sur del Estado, la vegetación dominante es el matorral crasicaule, aunque se puede encontrar bosque tropical caducifolio, y su vocación es urbano-industrial. La precipitación anual varía entre 350 a 650 mm y presenta una temperatura promedio de 16.5 a 22° C (Zamudio *et al.*, 1992).

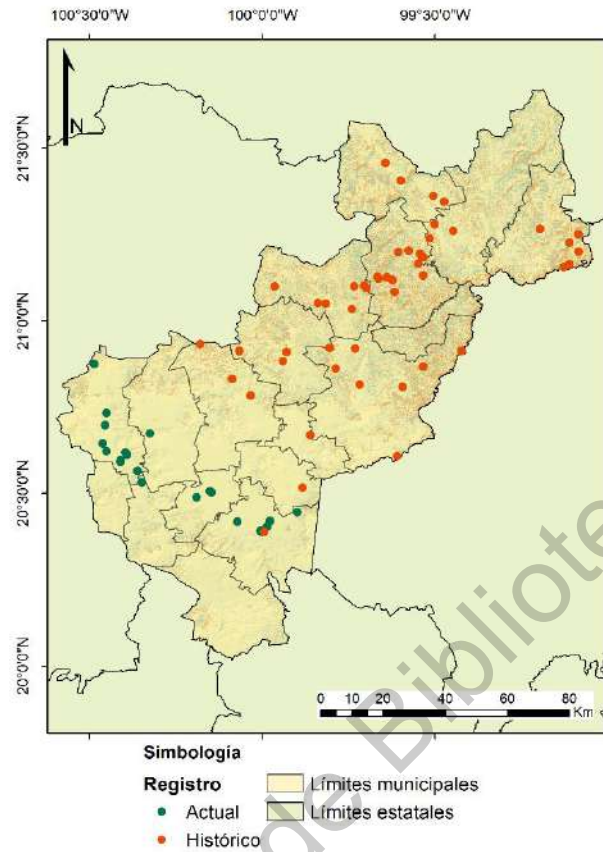


Fig. 1. Sitio de estudio: Querétaro, México. Puntos naranjas indican los registros históricos y puntos verdes registros por muestreo acústico.

### Revisión bibliográfica

Se llevó a cabo una revisión sistemática de la información acerca de murciélagos en Querétaro, para ello, se buscó literatura relacionada con estudios sobre murciélagos en el Estado utilizando buscadores académicos. De igual manera, se complementó la información con registros de colecciones de museos nacionales e internacionales los cuales se obtuvieron a través de las bases de datos en línea.



Como base para esta revisión se utilizó la lista elaborada por López-González y colab. (2016), esta fue corroborada y complementada con la información obtenida a través de la revisión bibliográfica

#### Muestreo acústico.

El muestro acústico se llevó a cabo en las municipalidades de Querétaro, San Juan el Río y Pedro Escobedo; en estos sitios los esfuerzos de muestreo con murciélagos son escasos, principalmente porque son municipios en los que se asume que hay una baja diversidad de fauna por presentar un alto desarrollo urbano. Por ello, se buscó corroborar y/o ampliar la lista de murciélagos insectívoros aéreos, ya que como se ha mencionado, son sobrestimados utilizando métodos tradicionales de muestro (León-Tapia y Hortelano-Moncada, 2016).

Se utilizaron grabadores Audiomoth (LabMaker) para muestrear en 24 sitios a través de las tres municipalidades. Los grabadores se programaron para grabar desde el anochecer más cuatro horas y dos horas previas al amanecer a una tasa de muestreo de 256 kHz y con una ganancia media. Los dispositivos se colocaron en parques, cuerpos de agua y zonas residenciales dentro de las zonas urbanas. Así mismo, como control se colocaron en tres sitios con vegetación nativa, los cuales fueron: Área Natural El Cimatario, Santa Rosa de Xajay y Estancia Palo Dulce. Las grabaciones se hicieron por cuatro noches consecutivas en cada sitio por dos períodos, de julio a septiembre y de octubre a diciembre.

La referencia acústica se construyó de la siguiente manera: se revisaron los llamados de referencia de las especies de murciélagos insectívoros reportadas en los sitios de estudio (Gutiérrez-García *et al.*, 2007), para ello se utilizaron artículos de referencia con información sobre la estructura y parámetros físicos de los llamados de las especies. La identificación de

especies se elaboró de forma manual, para ello se obtuvieron las referencias físicas de los llamados: frecuencia máxima, frecuencia mínima, duración, frecuencia media, así como la estructura de los llamados. A partir de esta información se llevó a cabo la identificación utilizando la referencia acústica construida. Las grabaciones fueron analizadas en el software Kaleidoscope 5.1.8 (Wildlife Acoustics), para el análisis de parámetros físicos se utilizó el software Raven Pro 1.5 (Cornell Lab of Ornithology) y las imágenes de los espectrogramas se hicieron el paquete warbleR de R 3.1.6.

## Resultados

### Revisión bibliográfica

Se encontraron ocho artículos (Spenrath y LaVal, 1970; Schmidly y Martin, 1973; Urbano-Vidales *et al.*, 1987; Jones *et al.*, 1988; León-Paniagua *et al.*, 1990; Fleming *et al.*, 1993; Tumlinson 1993; Navarro y León-Paniagua, 1995), dos libros (Gutiérrez-García *et al.*, 2007; López-González *et al.*, 2016) y seis bases de datos de colecciones de museos (Natural Museum of Natural Smithsonian Institute (NMNH), Colección de Mamíferos del Museo de Zoología “Alfonso L Herrera” (FC-UNAM), Florida Museum of Natural History Mammals (UF) , Michigan Museum of Zoology (UMMZ), Colección de Vertebrados Terrestres de Escuela Nacional de Ciencias Biológicas Instituto Politécnico Nacional (ENCB-IPN) que contienen información sobre los murciélagos de Querétaro.

La lista oficial de las especies de murciélagos de Querétaro cuenta con 36 especies reportadas. En esta parte, se adicionaron cinco especies más, basado en la información bibliográfica. *Leptonycteris nivalis*, no figuraba en la lista, sin embargo, se encontró registro

de captura de esta especie en Querétaro (Spennath y LaVal, 1970; Open access UNAM, 2017); de igual manera, se encontró evidencia de la ocurrencia de *Idionycteris phyllotis* (Tumlinson 1993; Open access UNAM, 2017), *Nyctinomops macrotis* (León-Paniagua *et al.*, 1990; Navarro y León-Paniagua, 1995), *Rhogeessa alleni* (Jones *et al.*, 1988) y *Lasiurus xanthinus* (León-Paniagua *et al.*, 1990).

En esta revisión, se actualizaron los nombres científicos de tres especies de Mormoopidae, *Pteronotus davyi* a *Pteronotus fulvus*, *Pteronotus personatus* a *Pteronotus psilotis* y *Pteronotus parnellii* a *Pteronotus mexicanus* (Pavan y Marroig, 2016). Cabe mencionar que los cambios taxonómicos de este género son constantes debido a la complejidad evolutiva de la familia, así como a la presencia de complejos de especies para el género *Pteronotus*.

#### Análisis acústico.

Se obtuvieron 16,309 grabaciones, a través del análisis acústico se identificaron 16 sonotipos, 8 de ellos fueron identificados utilizando la referencia acústica construida, esto representa un 36% del total de especies de murciélagos insectívoros reportados para el Estado. También representa el primer reporte de murciélagos para las municipalidades de Querétaro, San Juan del Río, Pedro Escobedo y El Marqués (Tabla 1).

Para la especie *Eumops perotis* no se encontraron reportes de captura, por lo tanto, esto representa el primer registro de la especie basado en un muestreo acústico en Querétaro. Con estos reportes el número total de especies para Querétaro asciende a 42 (Tabla 2).

Tabla 1. Lista de especies y sus parámetros acústicos identificadas a través del análisis acústico en las municipalidades de Querétaro, Pedro Escobedo y San Juan del Río, en Querétaro, México.

	Frecuencia mínima	Frecuencia máxima	Frecuencia media	Duración
<b>Molossidae</b>				
<i>Tadarida brasiliensis</i>	22.16±1.37	24.15±2.37	22.94±1.48	15.24±4.12
<i>Molossus rufus</i>	28.82±1.64	30.04±1.55	29.54±29.54	11.14±2.42
<i>Eumops perotis</i>	8.43±0.36	9.59±0.61	9.12±0.38	26.24±4.94
<i>Promops centralis</i>	23.18±0.73	25.57±0.71	24.79±0.89	31.12±12.22
<b>Vespertilionidae</b>				
<i>Eptesicus fuscus</i>	31.52±1.41	46.86±6.71	34.11±2.90	7.88±1.33
<i>Lasiurus blossevillii</i>	47.39±1.91	58.39±4.32	49.43±3.24	6±1.59
<i>Lasiurus ega</i>	38.22±1.34	47.28±2.22	38.95±1.99	6.03±1.45
<i>Lasiurus cinereus</i>	26.82±0.76	37.94±4.05	28.73±1.71	11.13±2.1
<b>Mormoopidae</b>				
<i>Mormoops megalophylla</i>	47.24±2.52	53.72±0.89	51.75±1.49	7.36±1.42

Cuatro sonotipos de la familia Molossidae no se ajustaron a ninguna de las llamadas de referencia construida para el Estado. Por lo tanto, se revisaron llamados de referencia de las especies de Molossidae en México y se llevaron a cabo las respectivas comparaciones. A través de esto, fue posible identificar una especie, el sonotipo denominado Ms3, fue identificado como *Promops centralis*, la forma característica reportada para el llamado de esta especie fue inequívocamente el mismo que se grabó en Querétaro (Fig. 2). Adicional a esto, los parámetros físicos reportados por otros autores son similares a los sonotipos obtenidos para este estudio (Tabla 3).

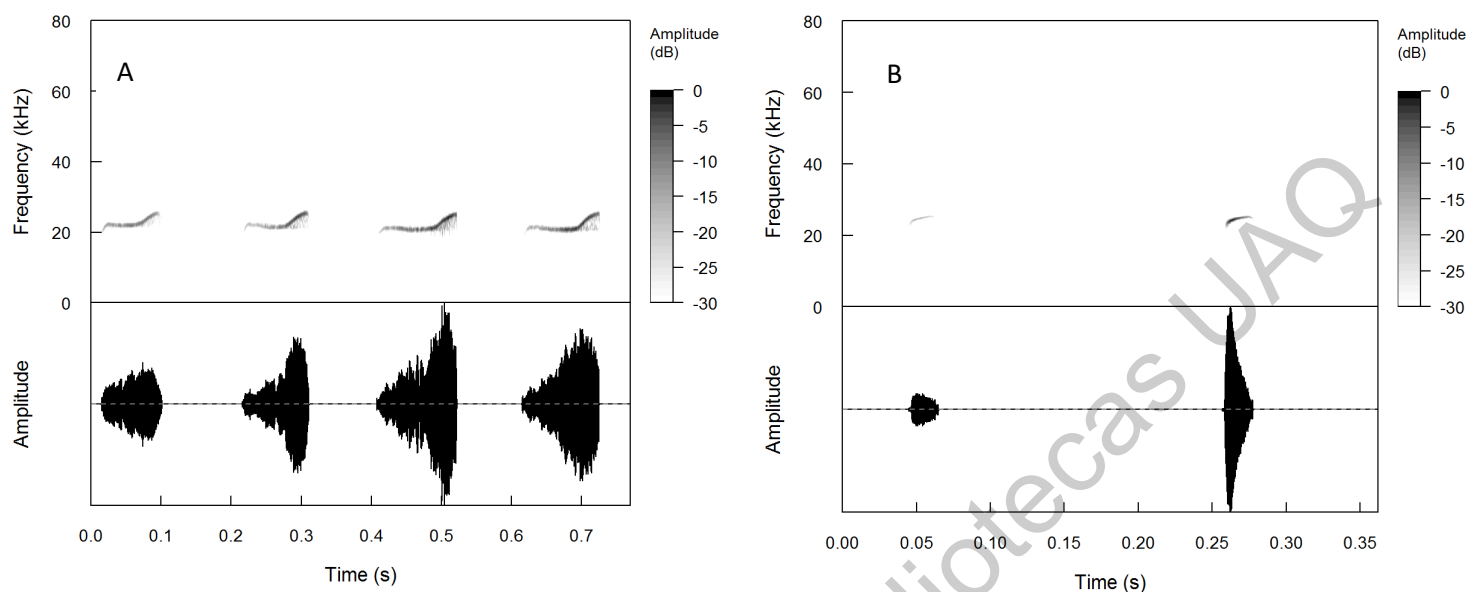


Fig. 2 Espectrograma de *Promops centralis* (Molossidae) grabado en Querétaro México. A) El pulso de mayor duración es similar a los reportados por García-Luis y colab. (2019). B) Los pulsos de corta duración son como los reportados por González-Terraza y colab. (2016).

Tabla 2. Lista actualizada de especies de murciélagos en Querétaro, México. Se indica la fuente indica la referencia bibliográfica en donde la especie fue reportada. El hábitat corresponde a la vegetación de acuerdo a Zamudio y colab. (1992) y el uso de suelo de acuerdo a CONABIO (1999) donde la especie ha sido capturada o grabada.

Familia	Especie	Fuente	Hábitat
Molossidae	<i>Eumops perotis</i>	1	U, Mx.
	<i>Tadarida brasiliensis</i>	1, 2, 3, 4, 5, 12.	U, Bq, Mx, Td, Bc, A
	<i>Nyctinomops macrotis</i>	3, 4, 5.	Mx
	<i>Molossus rufus</i>	1, 4, 5, 13.	U, Mx, Td
	<i>Promops centralis</i>	1.	U, Mx
Phyllostomidae	<i>Anoura geoffroyi</i>	2, 4, 5.	Cf, Td, Mx, A.

	<i>Artibeus jamaicensis</i>	2, 4, 5, 13.	Bq, Bc, Td.
	<i>Artibeus lituratus</i>	2, 4, 5, 6, 13.	Bq, Bc, A, Td, Mx.
	<i>Choeronycteris mexicana</i>	2, 4, 5, 12.	Mx, Td, Bq.
	<i>Artibeus azteca</i>	2, 3, 4, 5, 13.	Bq, Bc, Td, A.
	<i>Artibeus tolteca</i>	2, 3, 4, 5.	Bq, Td.
	<i>Diphylla ecaudata</i>	5.	Bq, Bc, Td.
	<i>Desmodus rotundus</i>	2, 4, 5, 12, 14.	Td, Mx, U, Bq, A.
	<i>Glossophaga soricina</i>	2, 4, 5, 6.	Mx, Td, Bq.
	<i>Leptonycteris yerbabuena</i>	2, 3, 4, 5, 7.	Bc, Mx, U, A.
	<i>Leptonycteris nivalis</i>	5, 6, 13.	A, Bc.
	<i>Macrotus waterhousii</i>	3, 4, 5.	Mx, Bq.
	<i>Sturnira lilium</i>	2, 4, 5, 6, 13.	Td, A, Mx, Bq, Bc.
	<i>Sturnira ludovici</i>	2, 4, 5.	Mx, Bc.
Natalidae	<i>Natalus mexicanus</i>	5.	Bq, A, Bc, Mx.
Mormoopidae	<i>Mormoops megalophylla</i>	3, 4, 5.	U, Mx, Bc, Bq.
	<i>Pteronotus fulvus</i>	3, 4, 5.	Bc, Bq.

	<i>Pteronotus mexicanus</i>	4, 5.	Td, A, Bc, Bq.
	<i>Pteronotus psilotis</i>	6	Td.
Vespertilionidae	<i>Antrozous pallidus</i>	3, 4, 5, 11,12, 13.	Mx, Bc.
	<i>Corynorhinus mexicanus</i>	5, 13.	Bc, A, Mx.
	<i>Corynorhinus townsendii</i>	3, 4, 5.	Bc, Mx.
	<i>Eptesicus fuscus</i>	1, 3, 4.	U, Mx, Bc, Td.
	<i>Euderma maculatum</i>	2, 3, 5.	Mx.
	<i>Lasiurus blossevillii</i>	1, 5.	U, Td, Bc, Mx.
	<i>Lasiurus borealis</i>	4, 6.	Mx.
	<i>Lasiurus cinereus</i>	1, 3, 4, 5, 8.	U, Mx, Bc.
	<i>Lasiurus ega</i>	1, 4.	U
	<i>Lasiurus intermedius</i>	5.	Mx
	<i>Rhogeessa alleni</i>	9.	
	<i>Lasiurus xanthinus</i>	3.	Td.
	<i>Myotis californicus</i>	4, 5.	Mx, Bc.
	<i>Myotis thysanodes</i>	4, 5.	Mx.
	<i>Myotis velifer</i>	5.	Bc, Bq, Mx.
	<i>Myotis yumanensis</i>	2, 5.	Mx.
	<i>Parastrellus hesperus</i>	2, 3, 4, 5, 9.	Td, Mx.
	<i>Idionycteris phyllotis</i>	3, 4, 5, 6, 10.	Mx, Bc, Bq.

Hábitat: Matorral xerófilo = Mx, Bosque tropical deciduo = Td, Bosque de Quercus = Bq, Bosque de coníferas = Bc, Agricultura = A, Área urbana = U. Fuente: 1. Este estudio, 2. Schmidly y Martin, 1971, 3. León-Paniagua et al., 1990, 4. Navarro y León-Paniagua, 1995, 5. Open Access UNAM, 2007, 6. Spenrath y Laval, 1970, 7. Feming et al., 1993, 8. Urbano-Vidales et al., 1987, 9. Jones et al., 1988, 10. Tumlinson, 1993, 11. NMNH, 12. UMMZ 13. ENCB-IPN, 14. UF.

Nuevos registros de *Promops centralis*: Querétaro, zona residencial 20.53137702 N -100.348648 O, parque urbano 20.61884302 N -100.396408 O, 20.62224003 N -100.450757 O, 20.59145398 N -100.410842 W, cuerpo de agua, 20.565428 N -100.360817 O, matorral xerófilo, 20.53137702 N -100.348648 O. Pedro Escobedo: zona residencial 20.50651898 N -100.151285 O, cuerpo de agua, 20.48847299 N -100.189793 O. San Juan del Río, zona residencial, 20.403353 N -99.98583298 O, 20.38727199 N -99.99944896 O, parque urbano, 20.39013298 N -100.005582 O, 20.42026198 N -99.97780697 O, cuerpo de agua, 20.39173099 N -100.004407 O, matorral xerófilo, 20.44525196 N -99.89898196 O.

Se encontraron similitudes para otros tres sonotipos; sin embargo, uno se dejó como complejo y dos como sonotipos de molossido, esto debido a la falta de referencias y a la posible plasticidad de los llamados registrados.

Tabla 3. Parámetros físicos del sonotipo llamado como Ms3 comparado con las referencias acústicas para *Promops centralis*.

	<b>Frecuencia</b>	<b>Frecuencia</b>	<b>Frecuencia</b>	<b>Frecuencia</b>	<b>Frecuencia</b>		
	<b>mínima</b>	<b>máxima</b>	<b>media</b>	<b>inicial</b>	<b>final</b>	<b>Duración</b>	<b>Fuente</b>
Ms3	23.18±0.73	25.57±0.71	24.79±0.89	23.58±0.70	25.5±0.68	31.12±12.22	Este estudio



						MacSwiney et al.,
<i>Promops</i>	23.1±1.4	24.7±1.5	23.8±1.6		65.6±21	2006
<i>centralis</i>						González-Terrazas
			24.7±0.57	23.0±0.72	25.6±0.47	20.6±3.90
						et al., 2016

Para la familia Vespertilionidae, se identificaron cuatro de siete sonotipos obtenidos. Dos de estos sonotipos sin identificar, fueron asignados al género *Myotis*, ya que tienen parámetros similares a los descritos por otros autores, por lo que se nombraron como *Myotis* 1 y *Myotis* 2. (Tabla 4).

Tabla 4. Parámetros físicos de los sonotipos identificados como *Myotis* 1 y *Myotis* 2, comparado con los parámetros de referencia reportados para *Myotis keasy*, *M. californicus* *M. melanorhinus* y *M. sp* por otros autores.

	<b>Frecuencia mínima</b>	<b>Frecuencia máxima</b>	<b>Frecuencia media</b>	<b>Duración</b>	<b>Fuente</b>
<i>Myotis</i> 1	50.79±1.83	61.90±2.32	53.46±3.10	4.15±0.68	Este estudio
<i>Myotis keasy</i>	59.2±1.3	60.1±1.3	60.1±1.3	3.6±0.7	MacSwiney et al., 2008
<i>Myotis californicus</i>	51.87±1.68	75.94±8.78		3.25±1.06	León-Tapia y Hortelano-Moncada, 2016
<i>Myotis</i> 2	40.29±0.94	54.23±5.07	42.31±2.59	6.04±1.24	Este estudio
<i>Myotis melanorhinus</i>	41.7±1.27	64.90±9.36		2.7±0.59	León-Tapia y Hortelano-Moncada, 2016

## Discusión

En este estudio se reportan 42 especies de murciélagos para el Estado, cinco de ellas fueron añadidas a través de una revisión bibliográfica y una a través de muestreo acústico. De acuerdo a Sánchez-Cordero y colab. (2014), Querétaro cuenta con 31 especies de mamíferos voladores, sin embargo, en este trabajo incorporaron 11 especies, lo que representa un incremento de 3.41% en el total de especies de murciélagos y del 7.3% en el total de especies de mamíferos para el Estado.

Para esta revisión solo se consideraron los registros hechos por capturas y muestreo acústico, y no se consideraron los hechos a través de modelos de distribución potencial ya que puede sobreestimar o subestimar el número de especies (Gu y Swihart, 2004). Comparado con los Estados colindantes, Querétaro muestra una de las riquezas de especies de murciélagos más baja (Chávez y Ceballo, 1998; García-Morales y Gordillo-Chávez, 2011; Aguilar-López et al., 2012); solo sobrepasa a los estados de Guanajuato y México que poseen 30 y 37 especies, respectivamente (Sánchez-Cordero *et al.*, 2014). Sin embargo, se deben dedicar más esfuerzos al estudio de murciélagos, debido a que gran parte de la literatura revisada data de los años 90's, lo que denota la falta de trabajos para este grupo, de igual manera, no se habían realizado muestreos acústicos en el Estado hasta el presente estudio.

A través de la revisión bibliográfica, se evidenció que gran parte de los esfuerzos de muestreo se han llevado a cabo en la Reserva de Biosfera Sierra Gorda, lo cual era de

esperarse considerando que es uno de los sitios más biodiversos del Estado (Bayona-Celis, 2016). Sin embargo, con este estudio se confirman nueve especies de murciélagos insectívoros para las municipalidades de Querétaro, Pedro Escobedo y San Juan del Río. En dichos sitios, no se habían llevado a cabo muestreos de murciélagos y son de particular interés, debido a que en los últimos años su uso de suelo ha cambiado en su mayoría a uso residencial e industrial (Betanzo-Quezada, 2015), lo cual puede ser una amenaza para las poblaciones de murciélagos en estas áreas.

Con el muestro acústico, se confirmó la presencia de *Promops centralis* un murciélago insectívoro que se registra por primera vez para el Estado. En México, el murciélago mastín mayor, posee una amplia distribución, que corre desde Jalisco hasta la Península de Yucatán a través de la costa este, recientemente, se ha reportado en Sonora (González-Terrazas *et al.*, 2016). Sánchez y Magaña-Cota (2008), registraron su presencia en Guanajuato, en concordancia con ello, aquí se presenta el registro de la especie para Querétaro, en las tierras altas de la zona central en México. Esto brinda la evidencia de la distribución de la especie en el cinturón volcánico trans-mexicano, el cual ha sido propuesto junto con la Sierra Madre Oriental como una barrera para las poblaciones de esta especie en Veracruz y Puebla (Alavez-Tadeo *et al.*, 2017). Debido al poco esfuerzo de muestreo para este grupo taxonómico, es necesario dedicar más estudios para dilucidar la distribución de la especie en el Estado y en el país; en este aspecto, los muestreos acústicos son una herramienta útil para documentar la presencia de la especie, ya que sus llamados de ecolocalización son distinguibles de los llamados de otras especies de la familia Molossidae.

De igual manera, estos resultados pueden ser evidencia de que el rango de distribución de la especie es más amplio de lo que se ha reportado. En Sudamérica, a través de muestreos

acústicos se detectó que *P. centralis*, estaba presente en la región oriental de Brasil con una extensión de más de 3.8 millones km<sup>2</sup> (Hintze *et al.*, 2019). Esta especie ha sido reportada en zonas áridas de México (González-Terrazas, *et al.*, 2016) lo que concuerda con nuestros resultados, ya que los municipios en los cuales se llevó a cabo el muestro acústico están compuestas en su mayoría por matorrales xerófilos. Sumado a esto, la especie fue grabada en los núcleos urbanos de Querétaro, San Juan del Río y Pedro Escobedo, lo cual implica que la especie no es tan rara y que al igual que otras especies de la familia Molossidae, pueden tomar ventaja de las zonas urbanas (Li y Wilkins, 2015), desafortunadamente, se sabe poco acerca del comportamiento y ecología de *P. centralis* en los hábitats y ecosistemas desérticos.

Con el muestreo acústico se confirmó la presencia de *Eumops perotis* en la zona de estudio. Esta especie tienen una amplia distribución en México; sin embargo, nunca había sido capturada o registrada en Querétaro, se incluyó en el listado en base a un modelo de distribución potencial para la especie (Gutierrez-García *et al.*, 2007). Los murciélagos insectívoros aéreos, como los molossidos, son difíciles de capturar utilizando métodos convencionales (O'Farrel y Gannon, 1999), por lo que la detección acústica representa una oportunidad de ubicar la presencia de estas especies, con la finalidad de complementar los listados faunísticos (Orozco-Lugo *et al.*, 2013).

Este estudio presenta la lista actualizada de especies de murciélagos para el Estado de Querétaro basada en capturas y grabaciones ultrasónicas. Los murciélagos son el segundo grupo de mamíferos con más especies en el Estado, y éstos se pueden encontrar desde las zonas altas de la RBSG hasta las zonas más densamente pobladas de la ciudad de Querétaro, por lo que la región se debe considerar como un sitio importante para el estudio de murciélagos.

## Referencias

- Aguilar-López, M., Rojas-Martínez, A., Mendoza-Vega, L., Vite-Silva, V. and Ramos-Frías, J. (2012). Registros nuevos de murciélagos para el estado de Hidalgo, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 83: 1249-1251.
- Alavez Tadeo, C. T., Christen, A. G., y Santiago, N. R. (2017). New state record and range extension of the big crested mastiff bat, *Promops centralis* Thomas, 1915 (Chiroptera, Molossidae). Veracruz, Mexico. *Check List*, 13(6), 727-731.
- Ávila-Flores, R. y Fenton, M. B. 2005. Use of spatial features by foraging insectivorous bats in a large urban landscape. *Journal of Mammalogy* 86, no. 6 (December): 1193-1204.
- Bayona-Celis, A. (2016). El Estado de Querétaro. In R. W. Jones and V. Serrano-Cárdenas, V (Eds.), *Historia Natural de Querétaro* (pp. 15-25). Querétaro, Querétaro: Universidad Autónoma de Querétaro.
- Betanzo-Quezada, E. (2015). Perspectivas del crecimiento urbano: la actividad comercial minorista y el transporte de bienes en la Zona Metropolitana de Querétaro (México). *Ciencia Ergo Sum*, 22(1): 63-74.
- Chávez C. y Ceballos, G. (1998). Diversidad y Estado de Conservación de los mamíferos del Estado de México. *Revista Mexicana de Mastozoología*, 3: 113-134.
- CONABIO. (1999). Uso de suelo y vegetación modificado por CONABIO. Accesado el 02 de junio 2020. Disponible en: [http://www.conabio.gob.mx/informacion/metadatos/gis/usv731mgw.xml?\\_xsl=/db/metadatos/xsl/fgdc\\_html.xsl&\\_indent=no](http://www.conabio.gob.mx/informacion/metadatos/gis/usv731mgw.xml?_xsl=/db/metadatos/xsl/fgdc_html.xsl&_indent=no)
- Connena, I., López-Baucells, A., Rocha, R., Ripperger, S. y Cabeza, M. (2019). Movement seasonality in desert-dwelling bat revealed by miniature GPS loggers. *Movement Ecology*, 7:27.

- Fleming, T.H., Nuñez, R. y Lobo, L.S. (1993). Seasonal changes in the diets of migrant and non-migrant nectarivorous bats as revealed by carbon stable isotopes analysis. *Oecologia*, 94:72-75.
- Frick, W.F., Price, R.D., Heady, P.A. III y Kay, K.M. (2013). Insectivorous bat pollinates columnar cactus more effectively per visit than specialized nectar bat. *The American Naturalist*, 181:137-144.
- García-Luis M., Briones-Salas M., y Lavariega M. C. (2019). Bat species richness in the region of the Central Valleys of Oaxaca, Mexico. *Arxius de Miscel·lània Zoològica*, 17, 1-11.
- García-Morales R. y Gordillo-Chávez E.J. (2011). Murciélagos del Estado de San Luis Potosí México: revisión de su conocimiento actual. *Therya*, 2(2): 183-192.
- González-Terrazas, T., Víquez, L., Ibarra-Macías, A., Tonatiuh, A., Torres-Knoop, L., Jung, K., Tschapka, M. y Medellín, R. (2016). New records and range extension of *Promops centralis* (Chiroptera: Molossidae). *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 87(4): 1407-1411.
- Gu, W. y Swihart, R. (2004). Absent or undetected? Effects of non-detection of species occurrence on wildlife-habitat models. *Biological Conservation*, 116:195-203.
- Gutiérrez-García, D., Luna-Soria, H., López-González, C. y Pineda, R. (2007). Guía de Mamíferos del Estado de Querétaro. Querétaro, México: Universidad Autónoma de Querétaro.
- Hintze, F., Arias-Aguilar, A., Dias-Silva, L., et al. (2019). Molossid unlimited: extraordinary extension of range and unusual vocalization patterns of the bat, *Promops centralis*. *Journal of Mammalogy*, gyz167:1-16.
- Jones Jr, J. K., Arroyo-Cabrales, J., y Owen, R. D. (1988). Revised checklist of bats (Chiroptera) of Mexico and Central America. Lista revisada de murciélagos (Chiroptera) de México y Centroamérica. *Occasional Papers*, (120), 1-34.

- Kunz, T.H., Braun de Torrez, E., Brauer, D., et al. (2011). Ecosystem services provided by bats. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1223:1-38.
- Léon-Paniagua, L., Romo-Vázquez, R., Morales, J.C., Schmidly, D.J. y Navarro-López, D. (1990). Noteworthy Records of Mammals from the State of Querétaro, Mexico. *Southwestern Association of Naturalists*, 35(2), 231-235.
- Léon-Tapia, M.A. y Hortelano-Moncada, Y. (2016). Richness of insectivorous bats in chaparral area in the municipality of Tecate, Baja California, Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 87: 1055-1061.
- Li, H., y Wilkins, K. T. (2015). Selection of building roosts by Mexican free-tailed bats (*Tadarida brasiliensis*) in an urban area. *Acta Chiropterologica*, 17(2), 321-330.
- López-González, C. y Aceves-Lara, D. (2007). Noteworthy record of the Tayra (Carnivora: Mustelidae: *Eira Barbara*) in the Sierra Gorda Biosphere Reserve, Querétaro, México. *Western North American Naturalist*, 67(1): 150-151.
- López-González, C., Coronel, H. y Hernández-Camacho, N. (2016). Mamíferos del Estado de Querétaro. In R. W. Jones and V. Serrano-Cárdenas, V (Eds.), *Historia Natural de Querétaro* (pp. 283-301). Querétaro, Querétaro: Universidad Autónoma de Querétaro
- López-González, C., Camargo-Aguilera, M., Saucedo, K., y Lara, N. (2019). A Wandering Black Bear (*Ursus americanus*, Pallas 1780) in the Sierra Gorda Biosphere Reserve, Querétaro. *The American Midland Naturalist*, 182(2), 252-259.
- MacSwiney, M.C., Bolívar, B., Clarke, F. y Racey, P. (2006). Nuevos registros de *Pteronotus personatus* y *Cynomops mexicanus* (Chiroptera) en el Estado de Yucatán, México. *Revista Mexicana de Mastozoología*, 10: 80-87.
- MacSwiney M.C., Clarke, F. y Racey, P. (2008). What you see is not what you get: the role of ultrasonic detectors in increasing inventory completeness in Neotropical bat assemblages. *Journal of Applied Ecology*, 45: 1364:1371.
- Navarro, D. y Leon-Paniagua, L. (1995). Community structure of bats along an altitudinal gradient in tropical eastern Mexico. *Revista Mexicana de Mastozoología*, 1:9-22.

- O'Farrell, M. y Gannon, W. (1999). A Comparison of Acoustic versus capture techniques for the inventory of bats. *Journal of Mammalogy*, 80(1): 24-30.
- Open Access UNAM. (2017). Colecciones Biológicas. Universidad Autónoma de México. Accessed 15 November, 2019 from: <https://datosabiertos.unam.mx/biodiversidad/>
- Orozco-Lugo, L., Guillén-Servent, N., Valenzuela-Galván, D. y Arita, H.T. (2013). Descripción de los pulsos de once especies de murciélagos insectívoros aéreos de una selva baja caducifolia en Morelos, México. *Therya*, 4(1): 33-46.
- Pavan, A.C. y Marroig, G. (2016). Integration multiple evidence in taxonomy: species diversity and phylogeny of mustached bats (Mormoopidae: Pteronotus). *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 103: 184-198.
- Ramirez-Reyes, C., Bateman, B. y Radeloff, V. (2016). Effect of habitat suitability and minimum patch size thresholds on the assessment of landscape connectivity for jaguars in the Sierra Gorda, Mexico. *Biological Conservation*, 204, 296-305.
- Regolin, A. L., Muylaert, R. L., Crestani, A. C., Dáttilo, W., y Ribeiro, M. C. (2020). Seed dispersal by Neotropical bats in human-disturbed landscapes. *Wildlife Research*.
- Sánchez-Cordero, V., Botello, F., Flores-Martínez, J. J., Gómez-Rodríguez, R. A., Guevara, L., Gutiérrez-Granados, G., y Rodríguez-Moreno, Á. (2014). Biodiversidad de Chordata (Mammalia) en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85, 496-504.
- Sánchez, O. y Magaña-Cota, G.E. (2008). Murciélagos de Guanajuato: Perspectiva Histórica y Actualización de su conocimiento. *Acta Universitaria*, 18(3): 27-39.
- Scmidly, D. y Martin, C. (1971). Notes on bats from the Mexican state of Queretaro. *Bulletin Southern California Academy of Sciences*, 72, 90-92.
- Spenrath, C.A. y LaVal, R.K. (1970). Record of Bats from Queretaro and San Luis Potosi, Mexico. *American Society of Mammalogists*, 52(2):395-396.



Trejo-Salazar R.E., Eguiarte L.E., Suro-Piñera D. y Medellín R.A. (2016). Save our bats, save our tequila: industry and science join forces to help bats and Agaves. *Natural Areas Journal* 36:523–530.

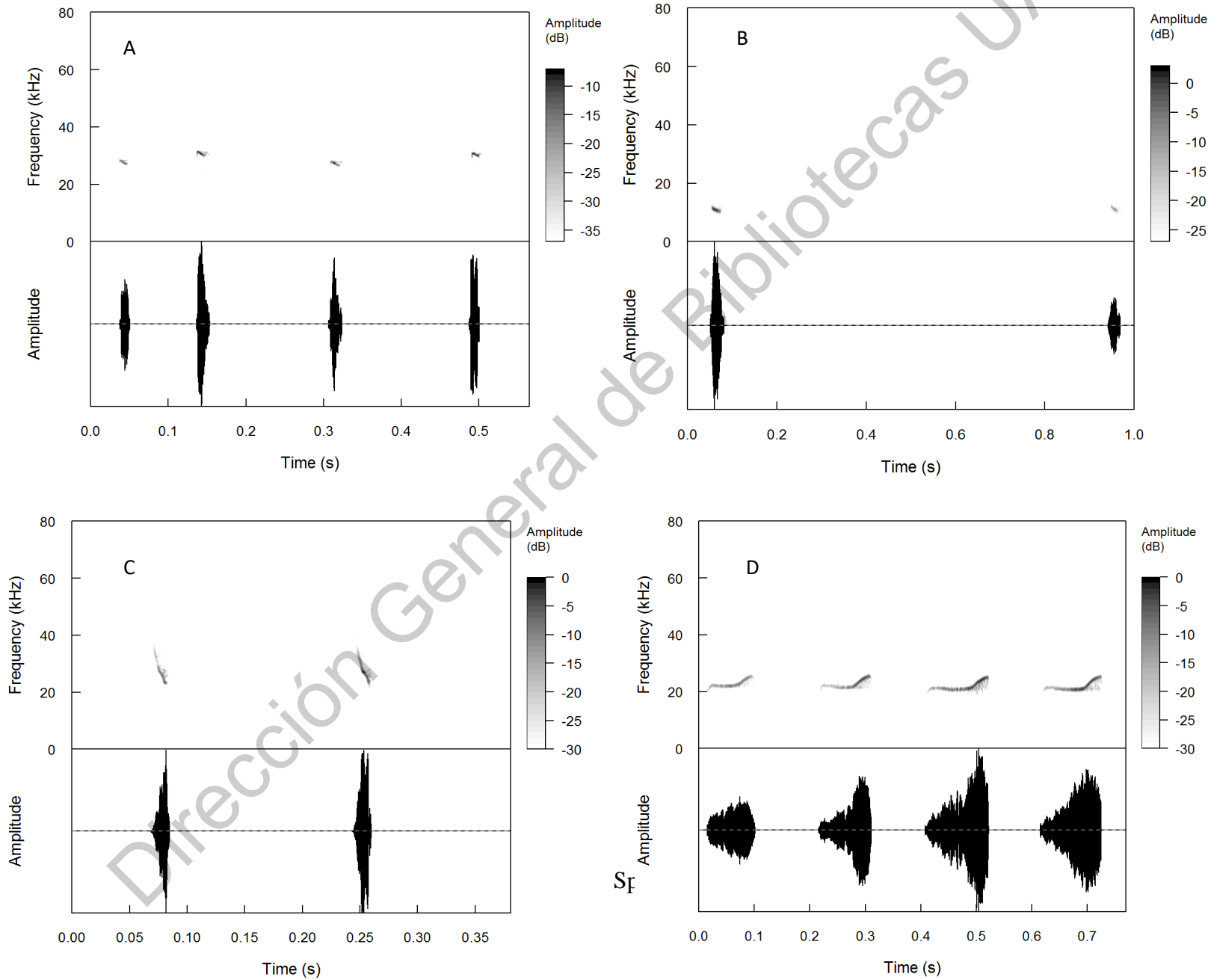
Tumlinson, R. (1993). Geographic variation in the Lappet-Eared bat, *Idionycteris phyllotis*, with descriptions of subspecies. *Journal of Mammalogy*, 74(2): 412-421.

Urbano-Vidales, G., Sánchez-Herrera, O., Téllez-Girón, G. y Medellín, R.A. (1987). Additional Records of Mexican Mammals. *Southwestern Association of Naturalists*, 32(1): 134-137.

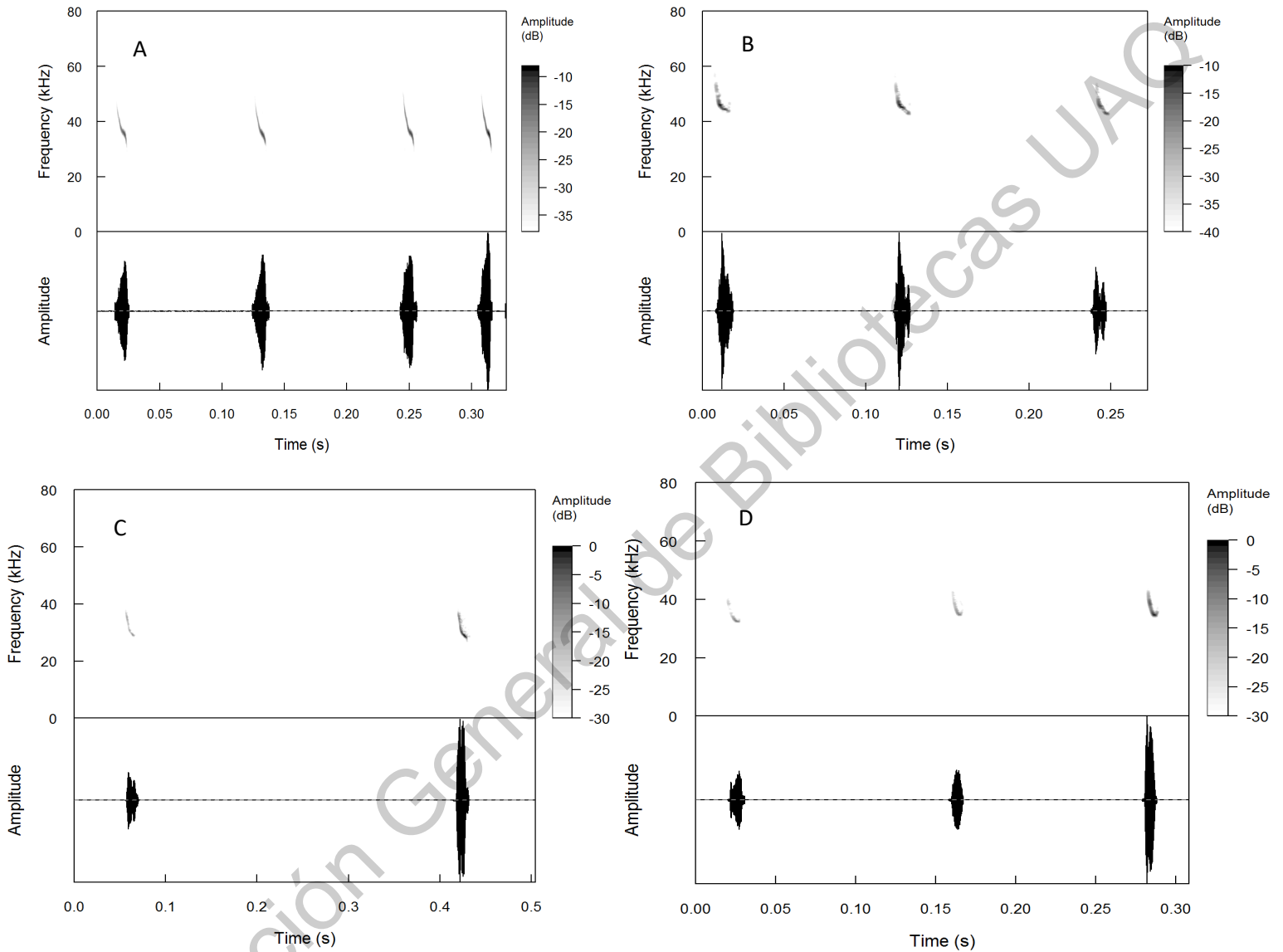
Zamudio, S., Rzedowski, J., Carranza, E., y Calderón, G. (1992). La vegetación del estado de Querétaro., Querétaro, Querétaro: Instituto de ecología centro regional del Bajío.

# Anexos

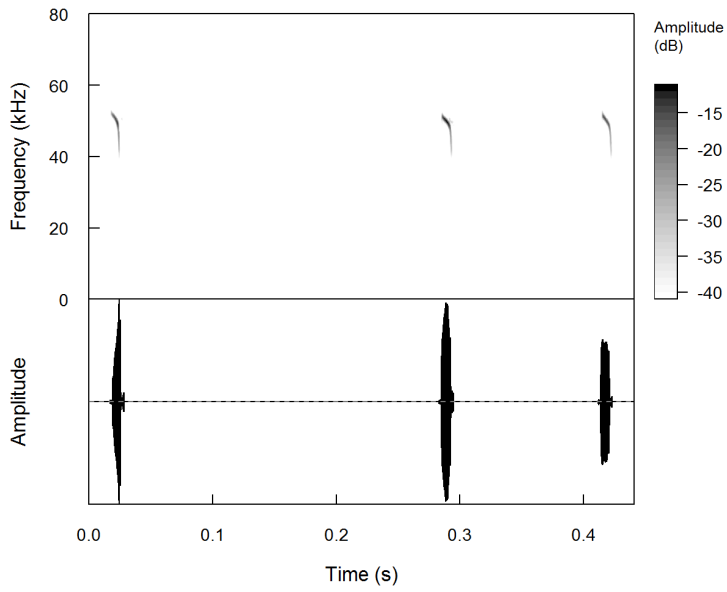
## Anexo 1. Espectrogramas de las especies de murciélagos insectívoros grabados en Querétaro, México.



Espectograma de las especies de la familia Molossidae. A) *Molossus rufus*, B) *Eumops perotis*, C) *Tadarida brasiliensis* and D) *Promops centralis*.



Espectogramas de las especies de la familia Molossidae. A) *Eptesicus fuscus*, B) *Lasiurus blossevillii*, C) *Lasiurus cinereus* and D) *Lasiurus ega*



Espectrograma de *Mormoops megalophylla* grabado en Querétaro México.

## Capítulo 2.

Uso de hábitat por murciélagos insectívoros aéreos en zonas urbanas de Querétaro, San Juan del Río y Pedro Escobedo.

Karla Patricia Zaldaña Orantes

Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Autónoma de Querétaro.

Dirección General de Bibliotecas UAQ

## Resumen

La urbanización es una de las principales amenazas para las poblaciones de murciélagos, en particular en países donde se da de forma desenfrenada y desorganizada. Este escenario se repite en gran parte de los países Latinoamericanos como México, por lo que identificar la forma en que las especies de murciélagos utilizan estos sitios puede ayudar a crear planes de conservación para las especies. Por lo cual el objetivo fue identificar el uso de hábitat de murciélagos insectívoros aéreos en la zona urbana de Querétaro, México. A través del monitoreo acústico en parques urbanos, cuerpos de agua y zonas residenciales, se identificó que el hábitat más utilizado por las especies fue el cuerpo de agua ( $P < 0.05$ ), a este se vieron fuertemente asociadas las especies de *Myotis*. En el caso de los parques y zonas residenciales no se observaron diferencias significativas ( $P > 0.05$ ), sin embargo, la actividad de forrajeo fue mayor en los parques urbanos y en ellos la actividad de *Promops centralis* fue mayor que en los otros dos hábitats. Los picos de actividad variaron por hábitat, para los cuerpos de agua se identificó en la media noche y para los otros dos hábitats dos horas previas al amanecer. Estos resultados demuestran la importancia de la heterogeneidad dentro de los paisajes urbanos, en donde algunos hábitats son más utilizados por los murciélagos que otros y en este aspecto son sitios de importancia para los murciélagos insectívoros neotropicales. Al identificar estos sitios y las especies que los utilizan es posible generar planes de conservación para murciélagos urbanos neotropicales adecuados para la región, en particular para zonas urbanas rodeadas de ecosistemas de semi-desierto como Querétaro.

## Introducción

La urbanización representa una amenaza importante sobre la biodiversidad (Grimm *et al.*, 2008), y es considerada hoy en día una de las principales causas de fragmentación y pérdida de hábitat (Fahrig, 2003), esta tala de bosques nativos genera nuevos mosaicos de cobertura terrestre (Hahs *et al.*, 2009). De forma particular, la urbanización incrementa las tasas de extinción (Czech *et al.*, 2000), la presencia de especies exóticas y el posterior desplazamiento de especies nativas (Mckineey, 2002), este efecto está relacionado con la forma y la intensidad en que se usa el paisaje (Newbold *et al.*, 2015). En mamíferos, reptiles anfibios y plantas, la urbanización extrema trae consigo la reducción de la riqueza de especies (Mckinney, 2008); sin embargo, algunos grupos o especies tienen una mayor tolerancia a los entornos urbanos (Gilbert, 1989).

Los murciélagos, son el grupo con mayor número de especies dentro de las zonas urbanas en comparación con otros mamíferos (Santini *et al.*, 2019); sin embargo, no todas las especies son capaces de adaptarse a las características de las zonas antropizadas (Jung y Kalko, 2011). Por esta razón, la urbanización es considerada como una amenaza para las poblaciones de murciélagos, en especial en países en vías de desarrollo de Latinoamérica, África y Asia (Frick *et al.*, 2020), esto debido al acelerado crecimiento poblacional y la migración de personas de las zonas rurales hacia las ciudades (Seto, 2010).

Debido a su abundancia, los murciélagos son un modelo ideal para investigar la distribución y estructura de las especies en un contexto urbano (Threlfall *et al.*, 2011). Así mismo, el rol que desempeñan los murciélagos en los ecosistemas como controladores de plagas, polinizadores y dispersores de semillas (Ghanem y Voigt, 2012), resaltan la

importancia de generar información acerca de cómo estas especies utilizan los paisajes urbanos y semi urbanos, y cuáles son los mecanismos que les permiten adaptarse a estos sitios, con la finalidad de idear planes de manejo que contribuyan con su conservación.

La heterogeneidad del paisaje urbano está relacionada con la actividad y riqueza de murciélagos insectívoros aéreos (Threrfall *et al.*, 2011), esto debido a la formación de mosaicos que poseen hábitats adecuados para suplir las necesidades de las especies (Law y Dickman, 1998). En áreas urbanas y suburbanas la actividad se ve favorecida por la presencia de remanentes de matorral y áreas ribereñas, y disminuye en áreas con alta densidad de viviendas (Threrfall *et al.*, 2012). De igual manera, dentro de los núcleos urbanos los parques y cuerpos de agua son sitios de importancia para los murciélagos insectívoros (Ávila-Flores y Fenton, 2005; Ancilloto *et al.*, 2019).

Estos hábitats brindan los recursos necesarios para los murciélagos; los parques urbanos son sitios de recepción pasiva, donde se juntan las especies de murciélagos de una localidad (Tena *et al.*, 2020), y entre más grande sea el parque mayor será la actividad y riqueza de las especies (Ávila-Flores y Fenton, 2005; Arias-Aguilar *et al.*, 2015; Tena *et al.*, 2020). Los cuerpos de agua son conocidos como sitios de importancia para los murciélagos en ambientes naturales (Suksai y Bumrungsri, 2019); por el contrario, poco se ha explorado de su papel en los entornos urbanos, al día de hoy se sabe que los cuerpos de agua que poseen mayor densidad de especies arbóreas son más utilizados por los murciélagos urbanos (Ancilloto *et al.*, 2019; Nystrom y Bennet, 2019).

A mayor escala, la estructura y la heterogeneidad del paisaje influye en la diversidad y actividad de murciélagos insectívoros (Rodríguez-San Pedro *et al.*, 2019). A pesar que, en



zonas urbanas, los hábitats parecen tener mayor relación con la actividad de las especies que la configuración del paisaje (Ghert y Chelsvig, 2003), poco se ha estudiado de su efecto, y este aún no ha sido probado para especies neotropicales. Es importante notar que el efecto tanto del hábitat como del paisaje, puede ser específico por especie, tal y como ha sido probado en otros estudios (Dixon, 2011; Ancilloto *et al.*, 2019; Pauwels *et al.*, 2019), por lo que tener un acercamiento por especie es importante para dilucidar de qué forma interactúan con la configuración espacial de las zonas urbanas.

La actividad y riqueza de murciélagos insectívoros aéreos en zonas urbanas ha sido ampliamente estudiada en los últimos años, a pesar de ello, gran parte de estos estudios se han hecho en zonas templadas, así mismo, no hay estudios que evalúen la interacción entre hábitats y paisaje con murciélagos neotropicales, por lo que generar información sobre las especies de los trópicos es vital para identificar amenazas y elaborar planes de desarrollo urbanístico que no impacten a las poblaciones de murciélagos. En México, el crecimiento poblacional ha generado una mayor demanda de viviendas, por lo que el proceso de fragmentación de los sitios de vegetación nativa se ha acelerado (López y Plata, 2009). Esta situación no es diferente en Querétaro, aunado a esto, la escasez de estudios con murciélagos en el Estado, dificultan la elaboración de planes de manejo y conservación para estas especies bajo un contexto de crecimiento poblacional acelerado y transformación de hábitats naturales.

El objetivo del presente trabajo fue identificar el uso de hábitat de murciélagos insectívoros aéreos en los núcleos urbanos de Querétaro enfocado en los hábitats: parques urbanos, cuerpo de agua y zonas residenciales.

## Materiales y Métodos

### Sitio de estudio.

El estudio se llevó a cabo en el Estado de Querétaro, localizado al centro de la República Mexicana. Querétaro posee una extensión territorial de 11,699 km<sup>2</sup> y está conformado por 18 municipios. Los municipios seleccionados para el estudio fueron: Querétaro, San Juan del Río y Pedro Escobedo, estas ciudades se encuentran al sur del Estado y corresponden a los sitios con mayor desarrollo industrial y urbanístico, ya que entre ellos yace el corredor industrial de Querétaro, razón por la cual fueron seleccionados para la presente investigación.

### Selección de sitios de grabación.

Los hábitats seleccionados fueron: parques urbanos, cuerpos de agua y zonas residenciales. Una vez definido esto, se llevó a cabo una búsqueda en Google Earth para preseleccionar posibles sitios de grabación, posterior a ello se hizo una visita a los sitios preseleccionados para evaluar la viabilidad de efectuar el estudio.

Para el caso de parques urbanos se consideraron únicamente parques y no jardines, esto se definió utilizando el criterio que los parques son sitios recreativos abiertos al público en general y que cuentan con un espacio verde compuesto por árboles. Para el caso de los cuerpos de agua se consideraron cuerpos de agua lóticos y lénticos inmersos en la zona urbana y para las zonas residenciales se seleccionaron casas que tuvieran azotea para poder colocar el equipo. De igual manera, todos los sitios seleccionados debían ser seguros para la colocación del equipo de grabación.

En total se seleccionaron 21 sitios de grabación, siete por cada hábitat seleccionado el número de sitios se definió basado en el equipo disponible. Debido a que los tamaños de los municipios varían no fue posible seleccionar el mismo número de hábitats por ciudad. Sin embargo, para el presente estudio no se utilizó la definición de ciudad o municipios, sino de paisaje urbano, conformado por los municipios antes mencionados (Fig. 1).

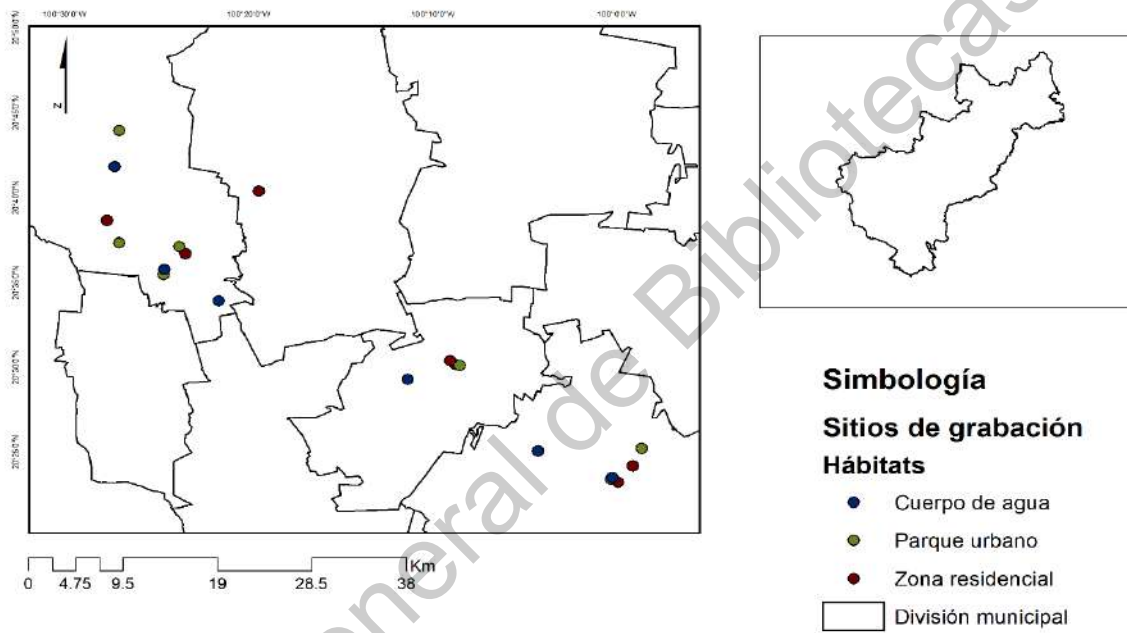


Fig. 1. Sitios de grabación dentro del paisaje urbano de Querétaro.

### Muestreo acústico.

Se utilizaron grabadores Audiomoth (LabMaker), estos fueron programados para grabar a una tasa de muestreo de 256 kHz, a una ganancia media y para generar archivos de 10 s con un intervalo de 30 s entre una grabación y otra. Para proteger los grabadores se utilizaron bolsas de plástico herméticas y se colocaron a una altura aproximada de 2 m a la

altura del suelo, solo en las zonas residenciales se colocaron a mayor altura aproximadamente 7 m, esto con la finalidad de evitar la distorsión de grabaciones por el ruido ambiental.

Las grabaciones se llevaron a cabo de julio a diciembre del año 2019, por sitio se grabó durante cuatro días consecutivos en días donde la iluminación lunar fuera menor de 20%, las grabaciones se hicieron desde el anochecer hasta las 12 am y dos horas previas al amanecer. En cada sitio se llevó a cabo dos ciclos de grabación con una diferencia de dos meses, además en cada sitio se determinó la temperatura y la humedad relativa.

#### Análisis de grabaciones.

Para el análisis de grabaciones se utilizó el software Kaleidoscope (Wildlifeacoustics), para la visualización de grabaciones se usó una ventana tipo Hann a una transformación de Fourier (FFT) de 512 y tamaño de ventana de 512. La identificación de las especies se efectuó de forma manual, para lo cual se construyó una referencia con la estructura del llamado y los parámetros físicos de las especies de murciélagos insectívoros de Querétaro, utilizando esta referencia como base se llevó a cabo la comparación de los llamados obtenidos en los sitios de grabación y se generaron sonotipos únicos (i.e. grabaciones agrupadas por poseer llamados con los mismos parámetros físicos y la misma estructura). Para la obtención de los parámetros físicos de los llamados se utilizó el software Raven Pro 1.5, y se midió la frecuencia máxima, mínima, media y la duración del pulso de cada sonotipo obtenido, posterior a ello, se hizo la comparación de los sonotipos con la referencia para hacer la identificación de especies con base a sus llamados de ecolocalización.

Para la medida de actividad se realizó el conteo de pases, para este estudio se utilizó la definición de Fenton (2004) donde un pase consiste en dos o más pulsos o llamados de

ecolocalización en una sucesión regular de llamadas, si la señal se perdía y volvía a aparecer en un espacio superior a tres veces el intervalo de pulso entre una llamada y otra se contaba como otro pase al igual si se separaban por una fase terminal. Las fases terminales o *feeding buzzes* se definieron como una serie de pulsos cortos a una tasa de repetición alta (Schnitzler y Kalko, 2001). Los archivos de mala calidad caracterizados por ruido ambiental fueron descartados de los análisis.

#### Análisis estadísticos.

Para probar la hipótesis del uso diferencial de los hábitats seleccionados por parte de los murciélagos insectívoros, se ejecutó un modelo lineal generalizado de binomio negativo (MLG BN) en el software R 3.6.3. paquete MASS. Se seleccionó el binomio negativo ya que fue el que se ajustó a los datos obtenidos al no mostrar un patrón de sobre dispersión o dispersión insuficiente. El primer modelo se construyó usando las variables de pases por hábitat, y para evaluar si el número de fases terminales estaba correlacionado con el número de pases se efectuó una correlación de Spearman para datos no-paramétricos. También se efectuó un modelo lineal generalizado de Poisson para buscar diferencias significativas entre los sitios de grabación de cada hábitat. De igual manera, se seleccionaron las especies más comunes y se hicieron modelos lineales generalizados con binomio negativo usando las variables de pases entre especie por hábitat, esto para identificar diferencias entre la actividad de las especies en los hábitats estudiados.

## Resultados

En total se obtuvieron 12,744 archivos con grabaciones de murciélagos en los 21 sitios de grabación seleccionados. De estos archivos se identificaron un total de 13 sonotipos correspondientes a tres familias: Molossidae, Vespertilionidae y Mormoopidae. A través de la identificación manual de los sonotipos obtenidos se identificaron nueve a nivel de especie, tres a nivel de género y uno a nivel de sonotipo (no fue posible asignarlo a nivel de género o especie). De ellos, se obtuvo un total de 14,181 pases y 1,313 fases terminales repartidos en las especies y sonotipos identificados, de este total de pases 8,259 corresponden al hábitat de cuerpo de agua, 3,266 a los parques urbanos y 2,656 a las zonas residenciales (Tabla 1).

Tabla 1. Media de pases con error estándar ( $\pm$  SD) de las especies y sonotipos identificados en los tres hábitats estudiados dentro de la zona urbana de Querétaro.

Especies	Media de pases $\pm$ SD /hábitat			Total por especie
	Parque urbano	Cuerpo de agua	Zona residencial	
<b>Molossidae</b>				
<i>Tadarida brasiliensis</i>	345 $\pm$ 94.25	925 $\pm$ 68.21	331 $\pm$ 95.38	523.95 $\pm$ 155.71
<i>Eumops perotis</i>	8 $\pm$ 6.20	56.33 $\pm$ 47.56	87 $\pm$ 76	35.6 $\pm$ 18.44
<i>Molossus rufus</i>	11.5 $\pm$ 4.09	20.13 $\pm$ 6.92	3.2 $\pm$ 0.58	12.12 $\pm$ 3.17
<i>Nyctinomops sp.</i>	3 $\pm$ 0.84	3.66 $\pm$ 1.76	33 $\pm$ 30	9.2 $\pm$ 6
<i>Promops centralis</i>	68.5 $\pm$ 33.71	38.15 $\pm$ 25.10	20.5 $\pm$ 11.98	45.13 $\pm$ 15.90
<i>Sonotipo molossido (Ms7)</i>	16.75 $\pm$ 9.96	53.8 $\pm$ 51.80	126 $\pm$ 121	53.45 $\pm$ 30.15
<b>Vespertilionidae</b>				
<i>Eptesicus fuscus</i>	1.6 $\pm$ 0.6	3.75 $\pm$ 2.43	3 $\pm$ 1.05	2.71 $\pm$ 0.78
<i>Lasiurus cinereus</i>	2 $\pm$ 0.63	66.75 $\pm$ 20.61	4.33 $\pm$ 2.84	22.46 $\pm$ 10.28
<i>Lasiurus ega</i>	7 $\pm$ 3.56	9 $\pm$ 5.77	1 $\pm$ 0.5	7.08 $\pm$ 2.93
<i>Myotis 2</i>	6.67 $\pm$ 1.86	83.6 $\pm$ 46.61	2 $\pm$ 0.54	34.46 $\pm$ 20.12
<i>Myotis 1</i>	2.2 $\pm$ 0.49	219.8 $\pm$ 132.73	1 $\pm$ 0	92.67 $\pm$ 60.98
<i>Lasiurus blossevillii</i>	28.4 $\pm$ 19.31	3.2 $\pm$ 0.97	5.75 $\pm$ 4.42	12.92 $\pm$ 7.26
<b>Mormoopidae</b>				
<i>Mormops megalophylla</i>	1.5 $\pm$ 0.5	6.75 $\pm$ 3.15	1.6 $\pm$ 0.4	3.45 $\pm$ 1.36

<b>Media por hábitat</b>	<b>48.75±15.96</b>	<b>133.06±54.15</b>	<b>55±19.77</b>	<b>73.71±1.33</b>
--------------------------	--------------------	---------------------	-----------------	-------------------

Con respecto a las fases terminales, se contabilizaron un total de 1,045 para el hábitat de cuerpo de agua, 221 para los parques urbanos y 47 para las zonas residenciales (Tabla 2).

Tabla 2. Media de fases de búsqueda con error estándar ( $\pm$  SD) de las especies y sonotipos identificados en los tres hábitats estudiados en la zona urbana de Querétaro.

Especies	Media de fases terminales $\pm$ SD/hábitat			Total por especie
	Parque urbano	Cuerpo de agua	Zona residencial	
<b>Molossidae</b>				
<i>Tadarida brasiliensis</i>	27±18.03	139±116.16	7±1.29	56.31±37.50
<i>Eumops perotis</i>	0.16±0.16	0.33±0.33	2.5±2.5	0.64±0.45
<i>Molossus rufus</i>	0.33±0.21	1.33±0.80	0	0.59±0.31
<i>Nyctinomops sp</i>	0	0	0	0
<i>Promops centralis</i>	3.5±2.94	1.66±1.48	0	1.94±1.21
<i>Sonotipo Molossido (Ms7)</i>	0.5±0.5	3.8±3.8	0	1.91±1.72
<b>Vespertilionidae</b>				
<i>Eptesicus fuscus</i>	0	0.5±0.5	0	0.14±0.14
<i>Lasiurus cinereus</i>	0.33±0.21	10.5±5.31	0	3.38±2.01
<i>Lasiurus ega</i>	0.6±0.6	1.17±0.83	0	0.77±0.44
<i>Myotis 2</i>	0	6±3.50	0	2.31±1.51
<i>Myotis 1</i>	0	17.4±13.7	0	7.25±5.93
<i>Lasiurus blossevillii</i>	0	0	0	0
<b>Mormoopidae</b>				
<i>Mormops megalophylla</i>	0	0	0	0
<b>Media por hábitat</b>	<b>3.29±2.03</b>	<b>16.85±11.63</b>	<b>1±0.39</b>	<b>7.54±4.23</b>

De los tres hábitats estudiados dentro de la zona urbana, los cuerpos de agua mostraron una mayor actividad de murciélagos insectívoros aéreos, seguido por los parques urbanos y las zonas residenciales (Fig. 2). Los resultados para las fases terminales son similares, al igual que para la actividad; los cuerpos de agua fueron el hábitat en el cual se

detectaron más fases terminales, seguido por los parques urbanos y por último las zonas residenciales. Como se observa en la figura uno, existen datos atípicos que representan sitios de grabación dentro de los mismos hábitats con mayor actividad que otros, en este aspecto se encontró una diferencia significativa entre la actividad dentro de cada hábitat, parque urbano ( $P < 0.05$ ), cuerpo de agua ( $P < 0.05$ ) y zona residencial ( $P < 0.05$ ).

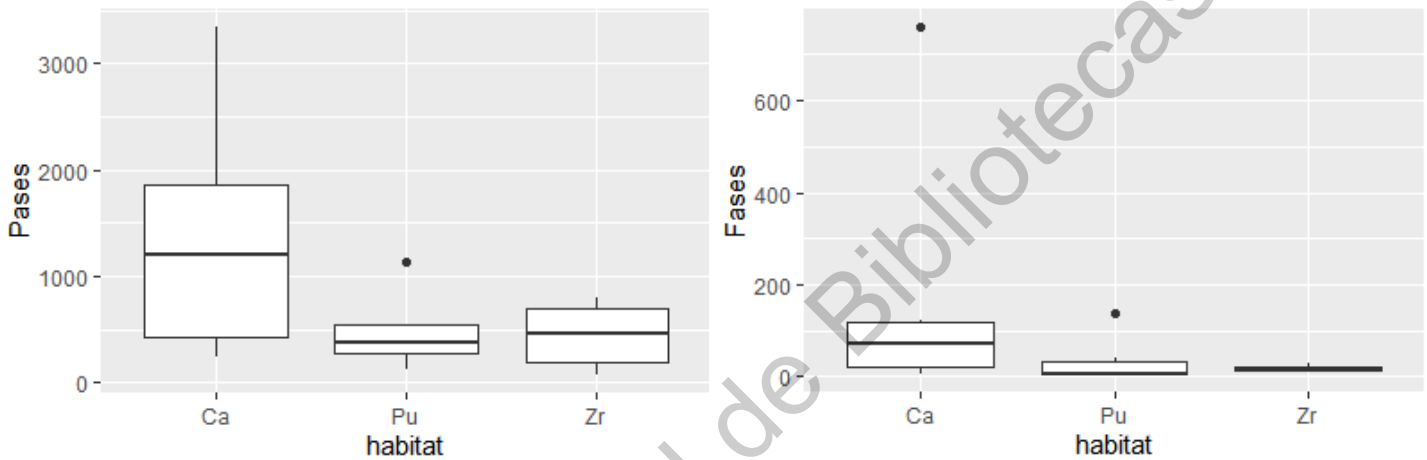


Fig. 2 Gráfico de cajas con las medias de pases y fases terminales en los hábitats estudiados, Ca, Cuerpo de agua, Pu, Parque urbano y Zr, Zona residencial.

El modelo lineal generalizado mostró diferencias significativas entre la actividad de murciélagos insectívoros en los hábitats estudiados (Ver Anexo 2 para gráfico de residuales de los modelos efectuados). El cuerpo de agua fue el hábitat que presentó diferencias significativas comparado con los hábitats de parque urbano y zona residencial, los dos últimos no mostraron diferencias significativas entre ellos de acuerdo al modelo (Tabla 3).

La correlación de Spearman demostró que existe correlación positiva entre los pases y las fases terminales (0.871), por lo que, en sitios con mayor número de pases, hay mayor número de fases terminales.



Tabla 3. Modelo lineal generalizado con binomio negativo para los datos de actividad de murciélagos por hábitat.

Hábitat	Estimado	Error estándar	Valor z	Pr (> z )
Intercepción	6.14938	0.28238	21.777	<2e-16*
Ca/Pu	-1.0779	0.3046	23.725	0.00946*
Ca/Zr	-1.1345	0.4311	-2.632	0.0085*
Pu/Zr	-0.005657	0.41568	-0.136	0.8918

Hábitat: Ca, Cuerpo de agua, Pu, Parque urbano, Zr, Zona residencial. \*Valores que muestran significancia.

Con respecto a la actividad por hora, en el hábitat de cuerpo de agua se registró una mayor actividad 4 horas después del anochecer, pero para los hábitats de parque urbano y zona residencial el pico de actividad se identificó 2 horas previas al amanecer (Fig. 3).

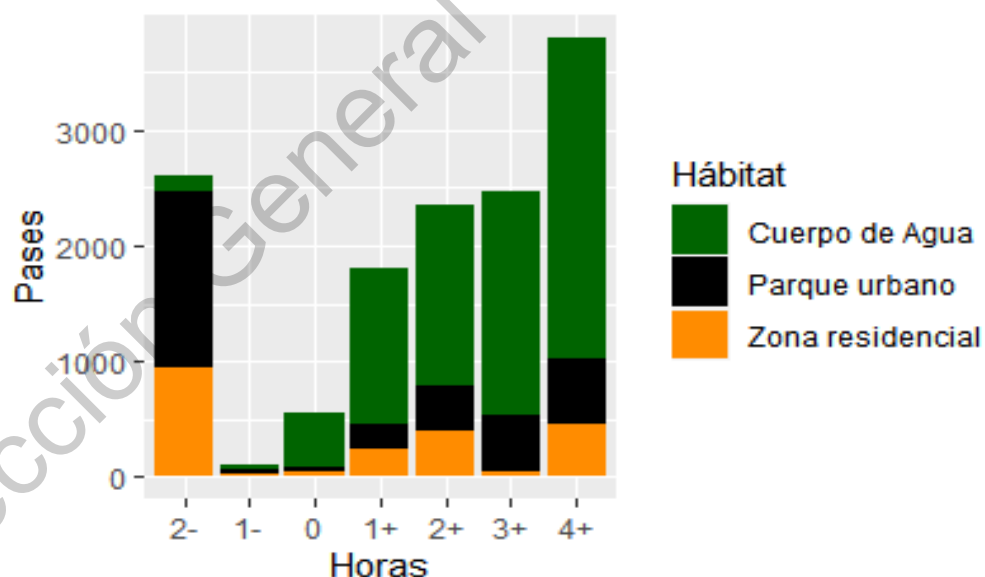


Fig. 3. Actividad de murciélagos insectívoros detectados en los tres hábitats estudiados dentro de la zona urbana de Querétaro. Se muestra la hora 0 que indica la hora del anochecer seguido de intervalos de una hora, los valores negativos significan dos y una hora antes del amanecer.

De los datos obtenidos se seleccionaron las especies más comunes para el estudio, para ello se eligieron aquellas especies con una media de países mayor a 30. Las especies que cumplieron con este criterio fueron: *Tadarida brasiliensis*, *Eumops perotis*, *Promops centralis*, Myotis 1, Myotis 2 y el sonotipo Ms7 de ahora en adelante nombrado como Ms.

La actividad de las especies varió por hábitat, *Tadarida brasiliensis*, *Myotis 1* y *Myotis 2* tuvieron mayor actividad en los hábitats de cuerpo de agua, para *Promops centralis* se observó mayor actividad en los parques urbanos y para la especie de *Eumops perotis* y el sonotipo Ms en las zonas residenciales (Fig. 4), de igual manera se aprecia que la especie *Tadarida brasiliensis* es la especie que tuvo mayor actividad dentro de la zona urbana estudiada.

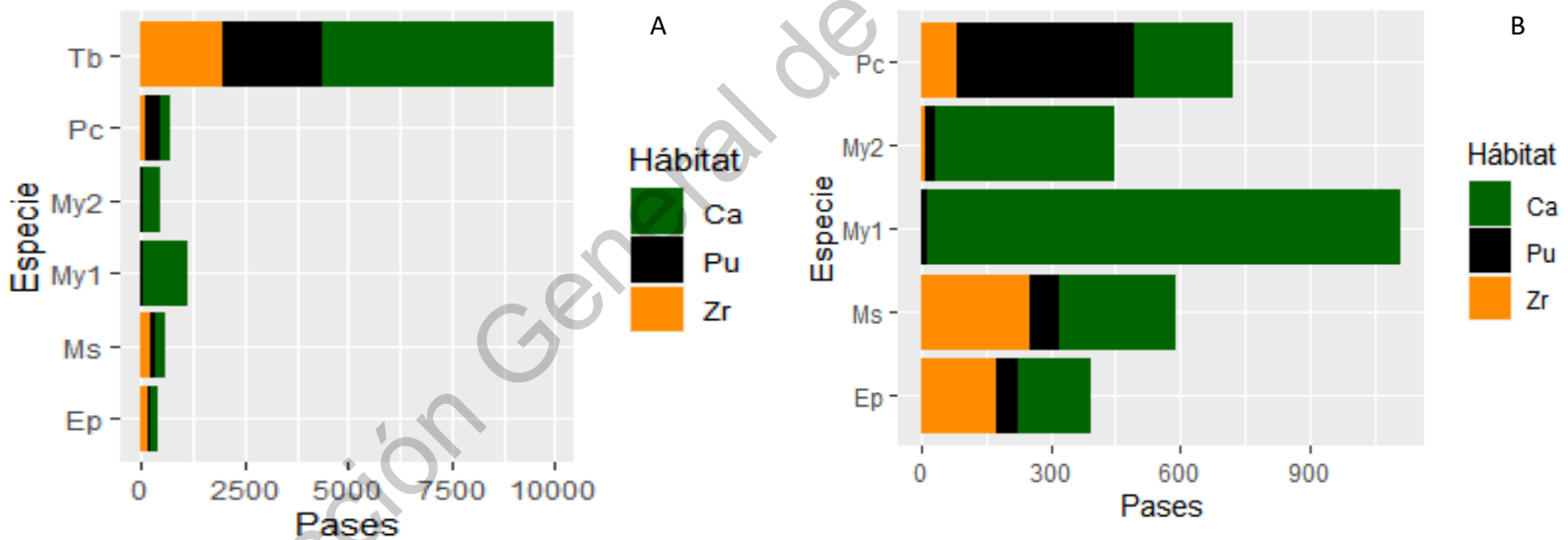


Fig. 4. Actividad de las especies comunes en los hábitats de Ca, Cuerpo de agua, Pu, Parque urbano y Zr, zona residencial de la zona urbana de Querétaro. A. Actividad por hábitat con todas especies comunes. B. Actividad por hábitat de las especies comunes sin *T. brasiliensis*.

El MLG de BN evidenció diferencias significativas entre la actividad de las especies comunes en los tres hábitats estudiados ( $P < 0.05$ ). A partir del Tukey HSD hecho con los

resultados del MLG se identificaron los pares de especies que presentan diferencias significativas en su actividad dentro de los hábitats estudiados, para el caso de las fases terminales encontró una fuerte correlación positiva (0.87) con los pases de las especies comunes.

Tabla 4. Análisis pareado de Tukey a partir de los valores obtenidos en MLG BN. Se indican pares de especies que poseen diferencias significativas en su actividad en los hábitats estudiados.

<b>Especies</b>	<b>Estimado</b>	<b>Error estándar</b>	<b>Valor z</b>	<b>Pr(&gt; z )</b>
Ms-Tb	-0.9678	0.9674	-1	0.91398
Pc-Tb	-2.7837	0.7712	-3.609	0.00398*
Ep-Tb	-1.3382	0.9683	-1.382	0.72866
My2-Tb	-5.111	0.7828	-6.539	<0.001*
My1-Tb	-5.8041	1.1966	-4.851	<0.001*
Pc-Ms	-1.8159	1.0315	-1.76	0.47957
Ep-Ms	-0.3804	1.1861	-0.312	0.99958
My2-Ms	-4.1431	1.0401	-3.983	<0.001*
My1-Ms	-4.8363	1.3788	-3.508	0.00578*
Ep-Pc	1.4455	1.0323	1.4	0.71748
My2-Pc	-2.3273	0.8607	-2.704	0.07078
My1-Pc	-3.0204	1.249	-2.418	0.14294
My2-Ep	-3.7728	1.041	-3.624	0.00365*
My1-Ep	-4.4659	1.3794	-3.238	0.01457*
My1-My2	-0.6931	1.2561	-0.552	0.99358

\*Valores con diferencias significativas (P<0.05)

De igual manera, a través del modelo construido fue posible identificar los pares de especies y de hábitats que poseen diferencias significativas en su actividad. En este aspecto se identificaron tres especies con actividad diferenciada en los hábitats estudiados, la actividad de las especies *Myotis 1* y *Myotis 2* en los cuerpos de agua presentaron diferencias significativas con respecto a su actividad en las zonas residenciales y parque urbanos para *Myotis 1* y con respecto a las zonas residenciales en *Myotis 2*. La actividad de *Eumops perotis*

en zonas residenciales fue significativamente diferente con la actividad de la especie en cuerpos de agua y parque urbanos.

## Discusión

A través del monitoreo acústico, se obtuvieron 13 sonotipos diferentes, nueve fueron asignados a nivel de especie, tres a nivel de género y dos a nivel de familia. Al utilizar datos acústicos, se debe tener en cuenta que, en lugares con gran riqueza de especies como México, no siempre es posible identificar todas las especies debido a la similitud que existe en los llamados de ecolocalización (Zamora-Gutierrez *et al.*, 2016). La riqueza de especies encontrada en Querétaro es similar con la riqueza detectada en las zonas urbanas de Chiapas con 15 especies (Rodríguez-Aguilar *et al.*, 2013) y Mérida con 13 especies de murciélagos insectívoros (Cruces, 2019). Y difieren con los resultados obtenidos para Ciudad de México con seis especies (Ávila-Flores y Fenton, 2005), Cuernavaca siete especies (Hernández, 2018), y Durango siete especies (Ticó-Valadéz, 2012). También difieren de países de Centro y Sudamérica donde se han detectado entre nuevo y 13 especies de murciélagos insectívoros en zonas urbanas (Arias-Aguilar *et al.*, 2015; Jung y Kalko, 2011; Araújo y Bernard, 2016).

El número de especies detectadas en Querétaro pueden estar relacionado con que la ciudad de Querétaro se encuentra rodeada principalmente de una matriz de matorral característico de zonas áridas (Zamudio *et al.*, 1992), de acuerdo a Shochat y colab. (2006), en ciudades dentro de zonas áridas la irrigación urbana está asociada con el aumento de productividad así como con la abundancia de artrópodos terrestres (Cook y Faeth, 2006) lo cual puede favorecer la presencia de estas especies. La estructura y composición de murciélagos insectívoros en zonas urbanas de zonas áridas no ha sido tan explorada, sin embargo, resultados similares se han obtenido en zonas urbanas dentro de praderas, donde se

ha observado que la urbanización causa la heterogeneidad del paisaje y por ende una mayor riqueza de especies (Coleman y Barclay, 2012). En México la riqueza y abundancia de murciélagos insectívoros de zonas áridas ha sido poco estudiada; no obstante, en el paisaje árido del centro de México dominado por pastizales y matorrales se encontró una baja ocurrencia de especies de murciélagos insectívoros, por lo que se consideran sitios de baja abundancia y riqueza de especies (MacSwiney *et al.*, 2019). Por ese motivo, son necesarios más estudios para identificar el papel que tienen las zonas urbanas en la riqueza y actividad de murciélagos insectívoros dentro de ecosistemas de matorral. Tal y como se observó en este estudio, la riqueza de especies fue similar a otras ciudades del sur de México y superior a ciudades del centro y norte del país.

Dentro de las especies identificadas, las familias con mayor representación fue Molossidae (6) y Vespertilionidae (6) seguido por Mormoopidae (1), lo que está en concordancia con otros estudios, donde Molossidae y Vespertilionidae son las familias con mayor número de especies dentro de las ciudades (Ávila-Flores y Fenton, 2005; Jung y Kalko, 2011). En México se han reportado más de una especie de la familia Mormoopidae en las zonas urbanas (Cruces, 2019; Rodríguez-Ramírez, 2020). En Querétaro solo se detectó la presencia de *Mormoops megalophylla*, a pesar de su ocurrencia su actividad fue baja, sin embargo, supone un registro de interés ya que, una característica de esta especie es el uso de cuevas o minas abandonadas como refugios (Rezsutek y Cameron, 1993), por lo que su capacidad de volar grandes distancias (Kennedy *et al.*, 1977) podría explicar que esta especie puede aprovechar ocasionalmente los recursos de las zonas urbanas cercanas a sus refugios, ya que los individuos de esta familia han mostrado una respuesta negativa a la urbanización

(Jung y Threlfall, 2015); serán necesarios más estudios para dilucidar de qué forma utiliza las matrices urbanas.

En las ciudades estudiadas la especie con mayor actividad fue *Tadarida brasiliensis*, esto es similar a lo observado en Ciudad de México (Avila-Flores y Fenton, 2005), Durango (Ticó-Valadéz, 2012) y en otras ciudades de Estados Unidos (Krauel y LeBuhn, 2016; Scales y Wilkins, 2007). Dentro de las zonas urbanas las especies pertenecientes a la familia Molossidae son las más abundantes, para el caso de los estados en el sur de México y países de Centroamérica, se ha observado una mayor actividad de *Molossus rufus* a pesar que también *T. brasiliensis* está presente en esos sitios (Árias-Aguilar *et al.*, 2015; Rodríguez-Aguilar *et al.*, 2013; Jung y Kalko, 2011). Las características que permiten a estas especies aprovechar y explotar los recursos urbanos ha sido una de las principales preguntas dentro de la ecología urbana, debido a que la familia Molossidae posee una alta heterogeneidad en su morfología y comportamiento (Jung y Threlfall, 2015), es necesario identificar estas características a nivel de especie.

Para el caso de *Tadarida brasiliensis*, se ha identificado que es una especie generalista con base a su dieta, ya que puede aprovechar los recursos alimenticios dentro de las ciudades durante todo el año (Lee y McCracken, 2002), sumado a esto, la capacidad de volar grandes distancias a grandes velocidades les permite explorar hábitats que otras especies no alcanzan (Norberg y Rayner, 1987). Para las especies de *T. australis* se ha identificado que pueden volar hasta 20 km para llegar a sus sitios de forrajeo a una velocidad media 30 km/h (Rhodes y Catterall, 2008) y para *T. teniotis* la velocidad media es de 50 km/h (Marques *et al.*, 2004) ambas especies son abundantes en zonas urbanas de Australia y Europa respectivamente, para *T. brasiliensis* se ha reportado una velocidad de 158 km/h (Pudlo y Kloepper, 2019).

Esto sumado a su alimentación generalista pueden ser las razones del porque *T. brasiliensis* es una de las especies más exitosas en las ciudades, así mismo, en Estados Unidos se ha observado el uso de edificios abandonados por esta especie como refugios diurnos (Li y Wilkins, 2015), sin embargo, el uso de estas estructuras no ha sido documentado en la zona de estudio. Una limitante de este estudio fue el tiempo de muestreo, ya que no se pudo grabar durante todo el año, por lo que no fue posible evidenciar si existen fluctuaciones en la actividad de *T. brasiliensis* durante un año, lo cual ha sido observado en otros estudios, principalmente por ser una especie migratoria (Villa y Cockrum, 1962).

El género *Tadarida* podría ser un género modelo para identificar los mecanismos morfológicos, ecológicos y fisiológicos que permiten a las especies de murciélagos insectívoros explotar y adaptarse a los entornos urbanos. También se debe resaltar que la actividad de esta especie es mayor en ciudades de zonas del norte y centro de México, Estados Unidos y en el sur de América como Argentina (López y Días, 2013) y Chile (Rodríguez-San Pedro *et al.*, 2014), mientras que en las zonas del sur de México y Centroamérica la especie con mayor actividad es *Molossus rufus* u otras especies de este género (Árias-Aguilar *et al.*, 2015; Rodríguez-Aguilar *et al.*, 2014; Cruces, 2019).

A través del monitoreo acústico en tres hábitats diferentes dentro de la zona urbana fue posible identificar que los cuerpos de agua son los sitios con mayor actividad de murciélagos insectívoros. Esto concuerda con los resultados de otros estudios, en ciudades de Europa, se ha observado que los estanques en las zonas urbanas son sitios de importancia para las especies de murciélagos insectívoros, de forma particular, existe una mayor afinidad a cuerpos de agua rodeados de vegetación y con poca iluminación (Ancilloto *et al.*, 2019), incluso se ha demostrado que las piscinas dentro de las zonas urbanas son utilizadas por los

murciélagos para beber agua (Nystrom y Bennett, 2019). En las ciudades de estudio existen cuerpos de agua en su mayoría estanques o bordos estacionales, los cuales en épocas secas disminuyen su espejo de agua y otras desaparecen, el efecto de la estacionalidad sobre los cuerpos de agua puede tener un impacto sobre la actividad de murciélagos insectívoros de la zona. A pesar de ello, los cuerpos de agua seleccionados para este estudio se mantienen durante todo el año por lo que son un recurso permanente para los murciélagos de la ciudad. En países de América a excepción de Estados Unidos y Canadá, la actividad de murciélagos insectívoros en cuerpos de agua dentro de las zonas urbanas no había sido evaluada, por lo que estos resultados brindan información importante para futuros planes de manejo de fauna en las ciudades.

Estos resultados concuerdan con lo observado en parques naturales, donde también se ha visto que los cuerpos de agua son sitios de importancia para los murciélagos insectívoros (De Conno *et al.*, 2018), esto está relacionado con la necesidad básica de las especies de beber agua y buscar alimento. En cuerpos de agua dentro de las zonas urbanas hay una mayor abundancia y riqueza de insectos que son parte de la dieta de los murciélagos (Straka *et al.*, 2020). A pesar que no se identificó la dieta de las especies presentes, fue posible detectar a través del monitoreo acústico que los intentos de caza en los cuerpos de agua fueron mayores en comparación con los parques urbanos y zonas residenciales, por lo que estos hábitats no solo son importantes para que las especies beban agua, sino también para alimentarse. Con respecto a la estructura del cuerpo de agua, por ser Querétaro un Estado donde su vegetación dominante es matorral, la mayoría de los cuerpos de agua estaban rodeados por pastizales inducidos, o pequeños relictos de matorral xerófilo, sin embargo, un estudio que evalúe si existe relación entre la vegetación asociada a los cuerpos de agua y la



actividad de murciélagos podría brindar más información sobre el efecto de estas variables. También, la calidad del agua de los cuerpos de agua debe ser un factor importante a evaluar, ya que algunas especies se ven afectadas de forma negativa por la degradación y contaminación de los cuerpos de agua (Li y Kalcounis-Rueppell, 2018).

En este estudio no se encontraron diferencias entre la actividad en parques urbanos y zonas residenciales, lo cual ha sido reportado en otros estudios (Ávila-Flores y Fenton, 2005; Arias-Aguilar *et al.*, 2015; Tena *et al.*, 2019). A pesar de ello, el conteo de fases terminales fue mayor en los parques urbanos, lo cual de acuerdo a Ávila-Flores y Fenton (2005), se debe a que las zonas verdes en las ciudades promueven la producción de insectos, por lo que deben ser considerados sitios de importancia para los murciélagos insectívoros dentro de las ciudades de Querétaro. En el caso de la actividad en las zonas residenciales, esta puede estar relacionada con la disponibilidad de refugios en estos sitios (Li y Wilkins, 2015). En este aspecto, se ha identificado que las especies de murciélagos insectívoros utilizan techos como refugios, por lo que el pico de actividad observado horas previas al amanecer puede estar relacionado con el momento en el que estas especies vuelven a sus refugios, ya que tal y como se ha observado con otras especies (Rhodes y Catterall, 2008), tienen refugios comunales cercanos a su sitio de alimentación y una vez terminada la actividad vuelven a sus refugios diurnos.

Las especies del género *Myotis* tuvieron una actividad significativamente diferente en los cuerpos de agua con respecto a los otros dos hábitats estudiados. Esto concuerda con otros estudios, donde las especies de *Myotis* muestran preferencia por los cuerpos de agua (Gili *et al.*, 2020; Suksai y Bumrungsri, 2020). Debido a la morfología y fisiología de los murciélagos, están más expuestos a sufrir deshidratación que otras especies (Thomas y

Cloutier, 1992), en este aspecto, algunas especies del género *Myotis* sufren más rápido los efectos de la privación de agua que otras especies de murciélagos insectívoros (Webb *et al.*, 1995), también se ha observado que algunas especies de este género cazan en los bordes o sobre los cuerpos de agua (Gili *et al.*, 2020), por lo que esto puede explicar que su actividad sea mayor en estos hábitats. Los cuerpos de agua son recursos claves para las especies de murciélagos dentro de las zonas urbanas, sobre todo en zonas áridas y semiáridas como Querétaro, pero de acuerdo a estos resultados, las especies del género *Myotis* se verían afectadas negativamente si estos espacios desaparecen o sufren degradación.

Para *Eumops perotis* se observó una mayor actividad en las zonas residenciales, a pesar que esta especie está ampliamente distribuida en América, poco se sabe sobre su biología, pero de acuerdo a estudios hechos en Brasil, esta especie utiliza techos como refugios, al igual que otras especies de la familia Molossidae (Breviglieri y Esbérard, 2018). De igual manera, esta especie se alimenta de los insectos que son atraídos por las luces artificiales (Breviglieri y Esbérard, 2018). Los datos obtenidos, sugieren que en los sitios de grabación dentro de las zonas residenciales existen refugios para la especie.

Con respecto a las horas de actividad, el pico de actividad de las especies en la ciudad de Querétaro fue bimodal, con un pico de actividad pasadas 4 horas después del anochecer y dos horas previas al amanecer, esto es similar a lo reportado por Fern y colab. (2018), donde algunas especies de su estudio mostraron una actividad bimodal. Sin embargo, se encontró que la actividad fue diferencial por hábitat, donde en los cuerpos de agua fue mayor en la noche y en las zonas residenciales y parques urbanos fue mayor en horas de la madrugada, esto no ha sido reportado en otros estudios. Pero, tomando en cuenta que una de las especies con mayor actividad en los cuerpos de agua es *Myotis*, esta diferencia puede deberse a que,

así como reportado en otros estudios, *Myotis* empieza su actividad más tarde que otras especies, al menos 2 horas después del anochecer (Gaisler *et al.*, 1998). Para la especie *Tadarida brasiliensis*, se ha identificado que su pico de actividad es en la madrugada, específicamente a las 2 a.m. (Fern *et al.*, 2018), este dato no se puede comparar con los registros obtenidos en este estudio, debido a que no se grabó durante toda la noche; por lo que un estudio enfocado en los patrones de actividad de estas especies es necesario para conocer más las horas y picos de actividad de las especies. Sin embargo, lo encontrado en este estudio, difiere con lo reportado por otros autores, donde se observa el pico de actividad de murciélagos insectívoros en las primeras horas de la noche (Meyer *et al.*, 2004).

Este trabajo representa el primer estudio con murciélagos urbanos en los municipios de Querétaro, San Juan de Río y Pedro Escobedo, a pesar de que no se tomaron en cuenta algunas variables que se consideran en estudios de zonas templadas, como luz artificial (Pauwels *et al.*, 2019), cobertura de vegetación (Gerth y Chelsvig, 2003) o ruido (Finch *et al.*, 2020), fue posible identificar que el hábitat es un predictor de la actividad y riqueza de murciélagos insectívoros en estas zonas. La urbanización es una amenaza inminente para las poblaciones de murciélagos, a pesar que en este estudio se identificó un número de especies superior a otras investigaciones, este puede no ser un reflejo del efecto que ha tenido la urbanización sobre las especies, debido a que no hay datos de referencia para identificar si la riqueza ha disminuido. Por lo tanto, usando este trabajo como base se pueden hacer monitoreos para evidenciar si el crecimiento urbano puede afectar a las poblaciones de murciélagos insectívoros, tomando en cuenta el periodo, ya que estos datos fueron generados de julio a diciembre. Así mismo, es importante dedicar más estudios con murciélagos en otros

hábitats fuera de la matriz urbanas, esto aportará información valiosa sobre la distribución y ecología de las especies presentes en el semidesierto Queretano.

Dentro de la configuración urbana fue posible identificar el papel clave que tienen los cuerpos de agua dentro de las zonas urbanas, en Querétaro existen amenazas antropogénicas para estos hábitats. Por lo que dentro de las planeaciones urbanas se deben incluir medidas para resguardar estos sitios, así como para incrementar su número. Una estrategia para realzar la importancia de estos sitios y llegar a tomadores de decisiones, se debe utilizar información de otros taxas dentro de las zonas urbanas que también muestran afinidad a los cuerpos de agua, como aves, insectos y anfibios. Para lograr que esta información trascienda es importante buscar los canales para socializarla con los tomadores de decisiones con la finalidad de implementar planes de manejo y conservación para las especies urbanas. De igual forma, es necesario educar y sensibilizar a las personas sobre la biodiversidad presente en sus ciudades en particular aquellas que no son tan carismáticas como los murciélagos, solo de esta forma la información biológica generada en este estudio puede asegurar la conservación de los murciélagos en las zonas urbanas de Querétaro y de la región.

## Referencias

Ancillotto, L., Bosso, L., Salinas-Ramos, V. B., y Russo, D. (2019). The importance of ponds for the conservation of bats in urban landscapes. *Landscape and Urban Planning*, 190, 103607.

Avila-Flores, R., y Fenton, M. B. (2005). Use of spatial features by foraging insectivorous bats in a large urban landscape. *Journal of Mammalogy*, 86(6), 1193-1204.

Araújo MLVS y Bernard E (2016). Green remnants are hotspots for bat activity in a large Brazilian urban area. *Urban Ecosystem* 19:287–296

- Arias-Aguilar, A., Chacón-Madrugal, E., y Rodríguez-Herrera, B. (2015). El uso de los parques urbanos con vegetación por murciélagos insectívoros en San José, Costa Rica. *Mastozoología Neotropical*, 22(2), 229-237.
- Avila-Flores, R., y Fenton, M. B. (2005). Use of spatial features by foraging insectivorous bats in a large urban landscape. *Journal of Mammalogy*, 86(6), 1193-1204.
- Breviglieri, C. P. B., y Esbérard, C. E. L. (2018). Use of roof as roost of *Eumops perotis* (Molossidae: Chiroptera) in southeast Brazil. *Iheringia. Série Zoologia*, 108.
- Cook, W. M., y Faeth, S. H. (2006). Irrigation and land use drive ground arthropod community patterns in an urban desert. *Environmental Entomology*, 35(6), 1532-1540.
- Coleman, J. L., y Barclay, R. M. (2012). Urbanization and the abundance and diversity of Prairie bats. *Urban Ecosystems*, 15(1), 87-102.
- Cruces, A. (2019). *Riqueza y actividad de murciélagos insectívoros en los parques "Yumtsil" y "Animaya" en Mérida, Yucatán, Mérida*. (Tesis de Pregrado). Universidad Autónoma de Yucatán, Yucatán, México.
- Czech, B., Krausman, P. R., y Devers, P. K. (2000). Economic associations among causes of species endangerment in the United States: associations among causes of species endangerment in the United States reflect the integration of economic sectors, supporting the theory and evidence that economic growth proceeds at the competitive exclusion of nonhuman species in the aggregate. *BioScience*, 50(7), 593-601.
- De Conno, C., Nardone, V., Ancillotto, L., De Bonis, S., Guida, M., Jorge, I., ... y Russo, D. (2018). Testing the performance of bats as indicators of riverine ecosystem quality. *Ecological Indicators*, 95, 741-750.
- Dixon, M. D. (2012). Relationship between land cover and insectivorous bat activity in an urban landscape. *Urban Ecosystems*, 15(3), 683-695.
- Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34(1), 487-515.
- Fern, R. R., Davis, H. T., Baumgardt, J. A., Morrison, M. L., y Campbell, T. A. (2018). Summer activity patterns of four resident south Texas bat species. *Global Ecology and Conservation*.
- Finch, D., Schofield, H., y Mathews, F. (2020). Traffic noise playback reduces the activity and feeding behaviour of free-living bats. *Environmental Pollution*.

- Frick, W. F., Kingston, T., y Flanders, J. (2020). A review of the major threats and challenges to global bat conservation. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1469(1), 5-25.
- Gaisler, J., Zukal, J., Rehak, Z., y Homolka, M. (1998). Habitat preference and flight activity of bats in a city. *Journal of Zoology*, 244(3), 439-445.
- Gehrt, S. D., y Chelsvig, J. E. (2003). Bat activity and distribution patterns in an urban landscape. *Ecological Application*, 13, 939-950.
- Ghanem, S. J., y Voigt, C. C. (2012). Increasing awareness of ecosystem services provided by bats. In *Advances in the Study of Behavior* (Vol. 44, pp. 279-302). Academic Press.
- Gilbert OL (1989) The ecology of urban habitats. Chapman and Hall, London
- Gili, F., Newson, S. E., Gillings, S., Chamberlain, D. E., y Border, J. A. (2020). Bats in urbanizing landscapes: habitat selection and recommendations for a sustainable future. *Biological Conservation*, 241, 108343.
- Grimm, N. B., Foster, D., Groffman, P., Grove, J. M., Hopkinson, C. S., Nadelhoffer, K. J., ... y Peters, D. P. (2008). The changing landscape: ecosystem responses to urbanization and pollution across climatic and societal gradients. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6(5), 264-272.
- Hahs, A. K., McDonnell, M. J., McCarthy, M. A., Vesk, P. A., Corlett, R. T., Norton, B. A., ... y Williams, N. S. (2009). A global synthesis of plant extinction rates in urban areas. *Ecology Letters*, 12(11), 1165-1173.
- Hernández, H. (2018). Dieta de *Molossus sinaloe* y *Tadarida brasiliensis* (Chiroptera: molossidae) en áreas verdes urbanas de Cuernavaca, Morelos. (Tesis de posgrado). Universidad Autónoma del Estado de Morelos. Cuernavaca, México.
- Jung, K., y Threlfall, C. G. (2015). Urbanisation and its effects on bats—a global meta-analysis. *Bats in the Anthropocene: Conservation of Bats in a Changing World*.
- Jung, K., y Kalko, E. K. (2011). Adaptability and vulnerability of high flying Neotropical aerial insectivorous bats to urbanization. *Diversity and Distributions*, 17(2), 262-274.
- Kennedy, M. L., Price, P. K., y Fuller, O. S. (1977). Flight speeds of five species of Neotropical bats. *The Southwestern Naturalist*, 22(3), 401-404.
- Krauel, J.J., y LeBuhn, G. (2016). Patterns of bat distribution and foraging activity in a Highly urbanized temperate environment. *Plos One* 11(12).

- Law, B. S., y Dickman, C. R. (1998). The use of habitat mosaics by terrestrial vertebrate fauna: implications for conservation and management. *Biodiversity and Conservation*, 7(3), 323-333.
- Lee, Y. F., y McCracken, G. F. (2002). Foraging activity and food resource use of Brazilian free-tailed bats, *Tadarida brasiliensis* (Molossidae). *Ecoscience*, 9(3), 306-313.
- Li, H., y Kalcounis-Rueppell, M. (2018). Separating the effects of water quality and urbanization on temperate insectivorous bats at the landscape scale. *Ecology and Evolution*, 8(1), 667-678.
- Li, H., y Wilkins, K. T. (2015). Selection of building roosts by Mexican free-tailed bats (*Tadarida brasiliensis*) in an urban area. *Acta Chiropterologica*, 17(2), 321-330.
- Lloyd, A., Law, B., & Goldingay, R. (2006). Bat activity on riparian zones and upper slopes in Australian timber production forests and the effectiveness of riparian buffers. *Biological Conservation*, 129(2), 207-220.
- López, M. F., y Díaz, M. M. (2013). Diversidad de murciélagos (Mammalia, Chiroptera) en la ciudad de Lules, Tucumán. *Acta zoológica mexicana*, 29(1), 234-239.
- López Vázquez, V. H., y Plata Rocha, W. (2009). Análisis de los cambios de cobertura de suelo derivados de la expansión urbana de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México, 1990-2000. *Investigaciones Geográficas*, (68), 85-101.
- MacSwiney, M. C., Ávila-Flores, R., y Canché, J. M. P. (2019). Richness and activity of arthropodophagous bats in an arid landscape of central México. *THERYA*, 11(1), 23.
- Marques, J. T., Rainho, A., Carapuço, M., Oliveira, P., y Palmeirim, J. M. (2004). Foraging behaviour and habitat use by the European free-tailed bat *Tadarida teniotis*. *Acta Chiropterologica*, 6(1), 99-110.
- McKinney, M. L. (2002). Urbanization, Biodiversity, and Conservation The impacts of urbanization on native species are poorly studied, but educating a highly urbanized human population about these impacts can greatly improve species conservation in all ecosystems. *Bioscience*, 52(10), 883-890.
- McKinney, M. L. (2008). Effects of urbanization on species richness: a review of plants and animals. *Urban Ecosystems*, 11(2), 161-176.
- Meyer, C. F., Schwarz, C. J., y Fahr, J. (2004). Activity patterns and habitat preferences of insectivorous bats in a West African forest-savanna mosaic. *Journal of Tropical Ecology*, 397-407.

- Morrison, M. L., Marcot, B., & Mannan, W. (1998). *Wildlife-habitat relationships: concepts and applications*. Island Press
- Newbold, T., Hudson, L. N., Hill, S. L., Contu, S., Lysenko, I., Senior, R. A., ... y Day, J. (2015). Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature*, 520(7545), 45-50.
- Norberg, U. M., y Rayner, J. M. (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, Biological Sciences*, 316(1179), 335-427.
- Nystrom, G. S., y Bennett, V. J. (2019). The importance of residential swimming pools as an urban water source for bats. *Journal of Mammalogy*, 100(2), 394-400.
- Pauwels, J., Le Viol, I., Azam, C., Valet, N., Julien, J. F., Bas, Y., ... y Kerbiriou, C. (2019). Accounting for artificial light impact on bat activity for a biodiversity-friendly urban planning. *Landscape and Urban planning*, 183, 12-25.
- Pudlo, A., y Kloepper, L. N. (2019). Echolocation adaptations during high-speed roost re-entry for Brazilian free-tailed bats (*Tadarida brasiliensis*). *The Journal of the Acoustical Society of America*, 145(1).
- Rezsutek, M., y Cameron, G. N. (1993). *Mormoops megalophylla*. *Mammalian Species*, (448), 1-5.
- Rhodes, M., y Catterall, C. (2008). Spatial foraging behavior and use of an urban landscape by a fast-flying bat, the molossid *Tadarida australis*. *Journal of Mammalogy*, 89(1), 34-42.
- Rodríguez-Aguilar, G., Orozco-Lugo, C. L., Vleut, I., y Vazquez, L. B. (2017). Influence of urbanization on the occurrence and activity of aerial insectivorous bats. *Urban Ecosystems*, 20(2), 477-488.
- Rodríguez Ramírez, M. (2020). *Efecto de diferentes niveles de impacto humano sobre la comunidad de murciélagos en la ciudad de Morelia*. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. (Tesis de posgrado.) Michoacán, México.
- Rodríguez-Pedro. (2014). *Murciélagos de la Región Metropolitana de Santiago, Chile*. Sección Biodiversidad y Recursos Naturales Renovables, SEREMI Metropolitana del Medio Ambiente.
- Rodríguez-San Pedro, A., Rodríguez-Herbach, C., Allendes, J. L., Chaperon, P. N., Beltrán, C. A., y Grez, A. A. (2019). Responses of aerial insectivorous bats to landscape



composition and heterogeneity in organic vineyards. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 277, 74-82.

Santini, L., González-Suárez, M., Russo, D., Gonzalez-Voyer, A., von Hardenberg, A., y Ancillotto, L. (2019). One strategy does not fit all: determinants of urban adaptation in mammals. *Ecology Letters*, 22(2), 365-376.

Scales, J. A., y Wilkins, K. T. (2007). Seasonality and fidelity in roost use of the Mexican free-tailed bat, *Tadarida brasiliensis*, in an urban setting. *Western North American Naturalist*, 67(3), 402-408.

Shochat, E., Warren, P. S., Faeth, S. H., McIntyre, N. E., y Hope, D. (2006). From patterns to emerging processes in mechanistic urban ecology. *Trends in Ecology & Evolution*, 21(4), 186-191.

Seto, K. C., Sánchez-Rodríguez, R., y Fragkias, M. (2010). The new geography of contemporary urbanization and the environment. *Annual Review of Environment and Resources*, 35.

Straka, T. M., Lentini, P. E., Lumsden, L. F., Buchholz, S., Wintle, B. A., y van der Ree, R. (2020). Clean and Green Urban Water Bodies Benefit Nocturnal Flying Insects and Their Predators, Insectivorous Bats. *Sustainability*, 12(7), 2634.

Suksai, P., y Bumrungsri, S. (2019). Water bodies are a critical foraging habitat for insectivorous bats in tropical agricultural landscapes of central Thailand. *Songklanakarin Journal of Science and Technology*.

Tena, E., Fandos, G., de Paz, Ó., de la Peña, R., y Tellería, J. L. (2020). Size does matter: Passive sampling in urban parks of a regional bat assemblage. *Urban Ecosystems*, 23(2), 227-234.

Threlfall, C., Law, B., Penman, T., y Banks, P. B. (2011). Ecological processes in urban landscapes: mechanisms influencing the distribution and activity of insectivorous bats. *Ecography*, 34(5), 814-826.

Threlfall, C. G., Law, B., y Banks, P. B. (2012). Sensitivity of insectivorous bats to urbanization: implications for suburban conservation planning. *Biological Conservation*, 146(1), 41-52.

Thomas, D. W., y Cloutier, D. (1992). Evaporative water loss by hibernating little brown bats, *Myotis lucifugus*. *Physiological Zoology*, 65(2), 443-456.

Ticó, Valadéz, L. (2012). *Uso de hábitat por murciélagos urbanos en la ciudad de Durango, Durango* (Tesis de posgrado). Instituto Politécnico Nacional, Centro

interdisciplinario de investigación para el desarrollo integral regional. Durango, México.

Villa, B. R., y Cockrum, E. L. (1962). Migration in the guano bat *Tadarida brasiliensis* mexicana (Saussure). *Journal of Mammalogy*, 43(1), 43-64.

Webb, P. I., Speakman, J. R., y Racey, P. A. (1995). Evaporative water loss in two sympatric species of vespertilionid bat, *Plecotus auritus* and *Myotis daubentoni*: relation to foraging mode and implications for roost site selection. *Journal of Zoology*, 235(2), 269-278.

Zamora-Gutierrez, V., Lopez-Gonzalez, C., MacSwiney Gonzalez, M. C., Fenton, B., Jones, G., Kalko, E. K., ... 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.

Zamudio, S., Rzedowski, J., Carranza, E., y Calderón, G. (1992). *La vegetación del estado de Querétaro.*, Querétaro, Querétaro: Instituto de ecología centro regional del bajío.

## Anexos.

Anexo 1. Gráficos Q-Q Normal de los residuales para los modelos lineales generalizados.

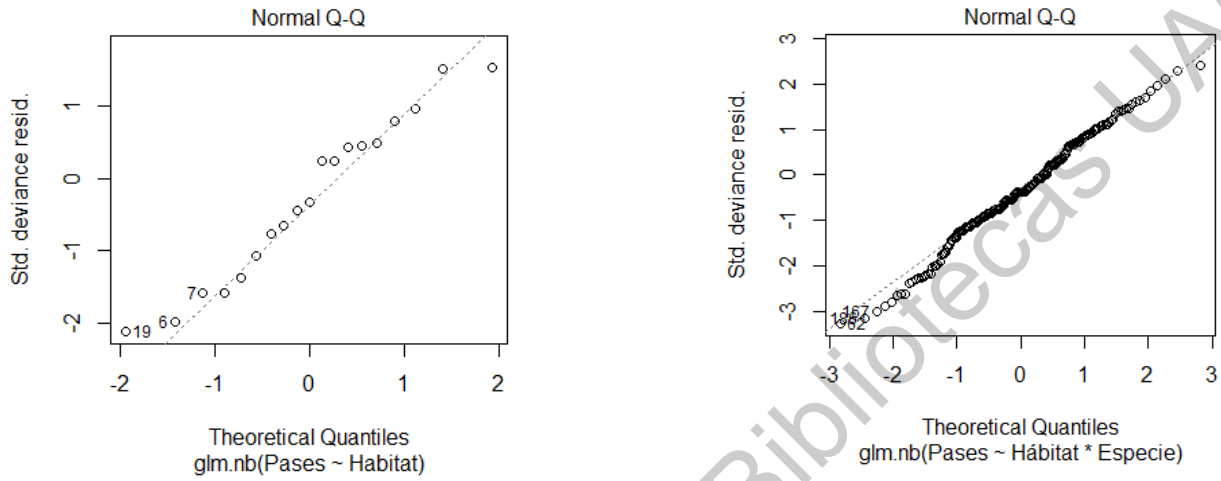


Fig.1 Gráficos de residuales para los modelos de Pases y Hábitat y para modelo Pases y Hábitat\*Especies. Ambos gráficos muestran una distribución normal de residuales para los modelos efectuados.

## Conclusiones generales

- Para el Estado de Querétaro se habían reportado 36 especies de murciélagos, sin embargo, con este trabajo se pudo constatar que el Estado cuenta con 42 especies. De igual manera, se hizo el primer registro de murciélagos insectívoros aéreos para los municipios de Querétaro, Pedro Escobedo y San Juan del Río, esto constituye el primer estudio con murciélagos utilizando una metodología acústica en el Estado.
- Se detectó la presencia de *Promops centralis* para el Estado, este registro amplía la distribución de la especie en México, particularmente en tierras altas de la República Mexicana, ya que los registros en Querétaro se encuentran a una altura entre los 1,800 a 2,000 m.s.n.m.
- Dentro del área urbana del Estado de Querétaro fue posible identificar que los murciélagos insectívoros aéreos tienen una mayor actividad en los cuerpos de agua, en comparación con los parques urbanos y las zonas residenciales. Esto demuestra que, dentro de la configuración del paisaje urbano, los murciélagos hacen un uso diferencial de los hábitats.
- La especie *Tadarida brasiliensis* fue identificada como la especie que posee una mayor actividad dentro de la zona urbana de Querétaro en comparación con las otras especies presentes. Para el caso de las especies del género *Myotis*, se observó que su actividad es mayor en los cuerpos de agua y para *Eumops perotis* su actividad es mayor en zonas residenciales.
- Este estudio muestra que dentro de los mismos hábitats pueden existir factores bióticos y abióticos que favorecen la actividad de las especies, por lo que estudios

focalizados en cada uno de los hábitats son necesarios para identificar las variables que favorecen la presencia de las especies de murciélagos.

Dirección General de Bibliotecas UAQ

## Referencias

- Ancillotto, L., Bosso, L., Salinas-Ramos, V. B., & Russo, D. (2019). The importance of ponds for the conservation of bats in urban landscapes. *Landscape and Urban Planning*, 190, 103607.
- Angel, S., Sheppard, S., Civco, D. L., Buckley, R., Chabaeva, A., Gitlin, L., ... y Perlin, M. (2005). *The dynamics of global urban expansion*. Washington, World Bank, Transport and Urban Development Department.
- Arias-Aguilar, A., Chacón-Madrigal, E., & Rodríguez-Herrera, B. (2015). El uso de los parques urbanos con vegetación por murciélagos insectívoros en San José, Costa Rica. *Mastozoología neotropical*, 22(2).
- August, P., Iverson, L., & Nugranad, J. (2002). *Human conversion of terrestrial habitats*. En: Applying landscape ecology in biological conservation. New York, Estados Unidos. Springer.
- Avila-Flores, R., & Fenton, M. B. (2005). Use of spatial features by foraging insectivorous bats in a large urban landscape. *Journal of mammalogy*, 86(6), 1193-1204.
- Blair, R. B., & Launer, A. E. (1997). Butterfly diversity and human land use: Species assemblages along an urban gradient. *Biological conservation*, 80(1), 113-125.
- Boyles, J. G., Cryan, P. M., McCracken, G. F., & Kunz, T. H. (2011). Economic importance of bats in agriculture. *Science*, 332(6025), 41-42.
- Coleman, J. L., & Barclay, R. M. (2012). Urbanization and the abundance and diversity of Prairie bats. *Urban Ecosystems*, 15(1), 87-102.
- Fabianek, F., Gagnon, D., & Delorme, M. (2011). Bat distribution and activity in Montréal Island green spaces: responses to multi-scale habitat effects in a densely urbanized area. *Ecoscience*, 18(1), 9-17.
- Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 34(1), 487-515.
- Forman, R. T. T. (1996). *Land mosaics—The ecology of landscapes and regions-*, Cambridge Univ. Pres, Cambridge.
- Frick, W. F., Kingston, T., & Flanders, J. (2020). A review of the major threats and challenges to global bat conservation. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1469(1), 5-25.

Furlonger, C. L., Dewar, H. J., & Fenton, M. B. (1987). Habitat use by foraging insectivorous bats. *Canadian Journal of Zoology*, 65(2), 284-288.

Gaisler, J., Zukal, J., Rehak, Z., & Homolka, M. (1998). Habitat preference and flight activity of bats in a city. *Journal of Zoology*, 244(3), 439-445.

Gehrt, S. D., & Chelsvig, J. E. (2003). Bat activity in an urban landscape: patterns at the landscape and microhabitat scale. *Ecological Applications*, 13(4), 939-950.

Gehrt, S. D., & Chelsvig, J. E. (2004). Species-specific patterns of bat activity in an urban landscape. *Ecological Applications*, 14(2), 625-635.

Gilbert, O.L., (1989). The ecology of urban habitats, New York (NY): Chapman and Hall.

Haila, Y. (2002). A conceptual genealogy of fragmentation research: from island biogeography to landscape ecology. *Ecological applications*, 12(2), 321-334.

Helbig-Bonitz, M., Ferger, S. W., Böhning-Gaese, K., Tschapka, M., Howell, K., & Kalko, E. K. (2015). Bats are Not Birds—Different Responses to Human Land-use on a Tropical Mountain. *Biotropica*, 47(4), 497-508.

Hernández, E. R. J., Carrera-Hernández, E. R., Bello-Gutiérrez, J., & Hidalgo-Mihart, M. G. (2008). Relación de la riqueza de murciélagos con variables del paisaje en la ciudad de Villahermosa, Tabasco. *Semana de Divulgación Científica. Universidad Juárez Autónoma de Tabasco*.

INEGI. 2010. Migración [web page]. URL: <https://en.www.inegi.org.mx/temas/migracion/>. Accesada en Marzo 2020.

Jung, K., & Threlfall, C. G. (2016). Urbanisation and its effects on bats—a global meta-analysis. In *Bats in the Anthropocene: conservation of bats in a changing world* (pp. 13-33). Springer, Cham.

Jung, K., & Kalko, E. K. (2010). Where forest meets urbanization: foraging plasticity of aerial insectivorous bats in an anthropogenically altered environment. *Journal of Mammalogy*, 91(1), 144-153.

Jung, K., & Kalko, E. K. (2011). Adaptability and vulnerability of high flying Neotropical aerial insectivorous bats to urbanization. *Diversity and Distributions*, 17(2), 262-274.

Keinan, A., & Clark, A. G. (2012). Recent explosive human population growth has resulted in an excess of rare genetic variants. *Science*, 336(6082), 740-743.

Kowarik, I. (1995). Time lags in biological invasions with regard to the success and failure of alien species. *Plant invasions: general aspects and special problems*, 15-38.

Lino, A., Fonseca, C., Rojas, D., Fischer, E., & Pereira, M. J. R. (2018). A meta-analysis of the effects of habitat loss and fragmentation on genetic diversity in mammals. *Mammalian Biology*, 94(1), 69-76.

Lowe, E. C., Threlfall, C. G., Wilder, S. M., & Hochuli, D. F. (2018). Environmental drivers of spider community composition at multiple scales along an urban gradient. *Biodiversity and Conservation*, 27(4), 829-852.

McKinney, M. L. (2002). Urbanization, Biodiversity, and Conservation. The impacts of urbanization on native species are poorly studied, but educating a highly urbanized human population about these impacts can greatly improve species conservation in all ecosystems. *Bioscience*, 52(10), 883-890.

McKinney, M. L. (2006). Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological conservation*, 127(3), 247-260

Meyer, W. B., & Turner, B. L. (1992). Human population growth and global land-use/cover change. *Annual review of ecology and systematics*, 23(1), 39-61.

Modin, H., Öckinger, E. Mobility, habitat selection and population connectivity of the butterfly *Lycaena helle* in central Sweden. *J Insect Conserv* **24**, 821–831 (2020). <https://doi.org/10.1007/s10841-020-00254-y>

Moretto, L., Fahrig, L., Smith, A. C., & Francis, C. M. (2019). A small-scale response of urban bat activity to tree cover. *Urban Ecosystems*, 22(5), 795-805.

Morrison, J. C., Sechrest, W., Dinerstein, E., Wilcove, D. S., & Lamoreux, J. F. (2007). Persistence of large mammal faunas as indicators of global human impacts. *Journal of mammalogy*, 88(6), 1363-1380.

Murphy, G. E., & Romanuk, T. N. (2014). A meta-analysis of declines in local species richness from human disturbances. *Ecology and evolution*, 4(1), 91-103.

Newbold, T., Hudson, L. N., Hill, S. L., Contu, S., Lysenko, I., Senior, R. A., ... & Day, J. (2015). Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature*, 520(7545), 45.

Nichols, E., Larsen, T., Spector, S., Davis, A. L., Escobar, F., Favila, M., ... & Network, T. S. R. (2007). Global dung beetle response to tropical forest modification and fragmentation: a quantitative literature review and meta-analysis. *Biological conservation*, 137(1), 1-19.

Nystrom, G. S., & Bennett, V. J. (2019). The importance of residential swimming pools as an urban water source for bats. *Journal of Mammalogy*, 100(2), 394-400.

O'Farrell, M. J., & Gannon, W. L. (1999). A comparison of acoustic versus capture techniques for the inventory of bats. *Journal of Mammalogy*, 80(1), 24-30



ONU - Organización de Naciones Unidas. (2014). World urbanization prospects: the 2014 revision. New York: ONU.

Oprea, M., Mendes, P., Vieira, T. B., & Ditchfield, A. D. (2009). Do wooded streets provide connectivity for bats in an urban landscape?. *Biodiversity and Conservation*, 18(9), 2361-2371.

Rodríguez-Aguilar, G., Orozco-Lugo, C. L., Vleut, I., & Vazquez, L. B. (2017). Influence of urbanization on the occurrence and activity of aerial insectivorous bats. *Urban ecosystems*, 20(2), 477-488.

Russo, D., & Jones, G. (2003). Use of foraging habitats by bats in a Mediterranean area determined by acoustic surveys: conservation implications. *Ecography*, 26(2), 197-209.

Santini, L., González-Suárez, M., Russo, D., Gonzalez-Voyer, A., von Hardenberg, A., & Ancillotto, L. (2019). One strategy does not fit all: determinants of urban adaptation in mammals. *Ecology Letters*, 22(2), 365-376.

Schnitzler, H. U., & Kalko, E. K. (2001). Echolocation by Insect-Eating Bats: We define four distinct functional groups of bats and find differences in signal structure that correlate with the typical echolocation tasks faced by each group. *Bioscience*, 51(7), 557-569

Seto, K. C., Sánchez-Rodríguez, R., & Fragkias, M. (2010). The new geography of contemporary urbanization and the environment. *Annual Review of Environment and Resources*, 35.

Straka, T. M., Wolf, M., Gras, P., Buchholz, S., & Voigt, C. C. (2019). Tree cover mediates the effect of artificial light on urban bats. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 7, 91.

Tena, E., Fandos, G., de Paz, Ó., de la Peña, R., & Tellería, J. L. (2019). Size does matter: Passive sampling in urban parks of a regional bat assemblage. *Urban Ecosystems*, 1-8.

Ticó, Valadéz, L. (2012). Uso de hábitat por murciélagos urbanos en la ciudad de Durango, Durango (Tesis de posgrado). Instituto Politécnico Nacional, Centro interdisciplinario de investigación para el desarrollo integral regional, Durango, México.

Voigt, C. C., Scholl, J. M., Bauer, J., Teige, T., Yovel, Y., Kramer-Schadt, S., & Gras, P. (2019). Movement responses of common noctule bats to the illuminated urban landscape. *Landscape Ecology*, 35(1), 189-201.

Walsh, A. L., & Harris, S. (1996). Factors determining the abundance of vespertilionid bats in Britain: geographical, land class and local habitat relationships. *Journal of Applied Ecology*, 519-529.

Wiegand, T., Revilla, E., & Moloney, K. A. (2005). Effects of habitat loss and fragmentation on population dynamics. *Conservation Biology*, 19(1), 108-121.

Dirección General de Bibliotecas UAQ