



UNIVERSIDAD MICHOACANA DE SAN NICOLÁS DE HIDALGO

INSTITUTO DE INVESTIGACIONES SOBRE LOS RECURSOS

NATURALES (INIRENA)



**¿SON LOS RÍOS URBANOS MÁS USADOS POR MURCIÉLAGOS
INSECTÍVOROS QUE OTROS HÁBITATS LINEALES URBANOS?**

TESIS

Para obtener el grado de

MAESTRO EN CIENCIAS EN ECOLOGÍA

INTEGRATIVA

PRESENTA

BIÓL. DANIEL FERREYRA GARCÍA

DIRECTOR DE TESIS

Dr. Eduardo Mendoza Ramírez

CO-DIRECTOR

Dr. Romeo Alberto Saldaña Vázquez

O qt gkc.'O kej qce^a p.'Ci quwq'4242

DEDICATORIA

Con mucho amor a mis padres (QEPD)

¡A toda la banda!

AGRADECIMIENTOS

A la QFB Paulina Cortés Santillán por toda su ayuda en campo, en la gestión de recursos y todo su apoyo incondicional♥

Al Instituto de Investigaciones sobre los Recursos Naturales, al Laboratorio de Análisis para la Conservación de la Biodiversidad y a la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.

Al Dr. Romeo A. Saldaña-Vázquez y al Dr. Eduardo Mendoza Ramírez por sus asesorías, y el apoyo brindado con el equipo de campo.

Al Dr. Alberto Gómez-Tagle Chávez por sus recomendaciones y su gran ayuda con las fotos satelitales y los análisis espaciales.

A los Dres. Jorge Ayala Berdón y Leonel López Toledo por todas sus observaciones y recomendaciones en mi manuscrito de tesis.

A CONACyT por la beca de manutención (No 885512) otorgada, la cual fue fundamental para terminar con éxito mi programa de maestría.

ÍNDICE

Resumen	6
Abstract	7
Capítulo 1. Introducción	8
Referencias	11
Capítulo 2. La cobertura vegetal y la estacionalidad explican la presencia de murciélagos insectívoros en ríos urbanos	15
Introducción	15
Métodos	18
Resultados	26
Discusión	31
Referencias	36
Material suplementario	43
Capítulo 3. Reflexiones finales	47
Referencias	48

Resumen

Se sabe que los ríos urbanos son hábitats que proporcionan sitios de forrajeo para diversas especies de murciélagos insectívoros, principalmente de zonas templadas y subtropicales de Norteamérica, Europa y Sudáfrica debido a su alta productividad de insectos la cual es aprovechada por estos. Sin embargo, en México se desconoce si los murciélagos insectívoros también usan los ríos urbanos como sitios de forrajeo. Para probar lo anterior, comparamos la actividad y el forrajeo de murciélagos insectívoros en ríos urbanos y avenidas de la ciudad de Morelia, Michoacán, en el centro de México, con el objetivo de evaluar si los ríos urbanos son más usados por estos animales. También se evaluó la importancia de la estacionalidad climática, el ruido urbano, la iluminación artificial producida por alumbrado público y la cobertura vegetal en la actividad y forrajeo de los murciélagos. La actividad y el forrajeo se midieron por medio de grabaciones acústicas obtenidas en puntos localizados a lo largo de transectos realizados en cuatro hábitats que fueron; dos ríos urbanos con vegetación riparia y dos avenidas que presentan secciones con árboles y arbustos. Las variables abióticas (microclimáticas y urbanas) de cada hábitat se midieron con ayuda de un medidor ambiental y el porcentaje de cobertura vegetal adyacente a los ríos se determinó por medio del índice de área foliar estimado a partir de una imagen satelital LANDSAT-8 (OLI). Los resultados de este trabajo señalan que los murciélagos usan más los ríos urbanos que las avenidas. Las variables que mejor explicaron la actividad y el forrajeo fueron la cobertura vegetal presente y circundante a los ríos y la estacionalidad climática. Este estudio señala que la presencia de vegetación en las márgenes de los ríos urbanos y sus alrededores es importante porque sirven como sitios de forrajeo y desplazamiento para comunidades de murciélagos insectívoros urbanos.

Palabras clave: Chiroptera, cambio climático, ecolocación, estrategias de forrajeo, Morelia

Abstract

Urban rivers have been considered habitats that provide foraging sites for various species of insectivorous bats, mainly from temperate and subtropical areas of North America, Europe and South Africa due to their high productivity of insects that are exploited by them.

However, in Mexico it is unknown whether insectivorous bats also use urban rivers as foraging sites. To prove the above, we compared the activity and foraging behaviour of insectivorous bats in urban rivers and avenues of the city of Morelia Michoacán, in central Mexico, with the objective of evaluating whether urban rivers are more used by these animals. We also the importance of climatic seasonality, urban noise, artificial lighting, and vegetation cover on the activity and foraging behaviour of the bats. We measured activity and foraging behavior using acoustic recordings obtained from points located along transects in four habitats: two urban rivers and two avenues. We measured abiotic variables (microclimatic and urban) in each habitat with an environmental meter and determined the percentage of vegetation cover adjacent to rivers using the leaf area index estimated from a LANDSAT-8 (OLI) satellite image. The results indicate that there is higher bat activity in urban rivers than in avenues. The variables that best explained activity and foraging behavior were the vegetation cover surrounding the rivers and climatic seasonality. This study demonstrates that the presence of vegetation in the margins of rivers is important for the maintenance of insectivorous bat communities in cities.

Keywords: Chiroptera, climate change, echolocation, foraging strategies, Morelia

Capítulo 1

Introducción

Uno de los principales factores antropogénicos que ha provocado la reducción de la superficie de los diferentes hábitats naturales es la urbanización (McKinney, 2002; McKinney, 2006). En este proceso los hábitats naturales son transformados a paisajes con una mezcla de infraestructura urbana con parches de vegetación que varían en tamaño, distancia entre sí, ubicación y estructura (Dickman & Doncaster, 1987; MacGregor-Fors et al., 2016). A pesar de que estos hábitats han sido reemplazados por infraestructura humana, pueden seguir proporcionando diversos servicios ambientales y originar diferentes respuestas en la fauna silvestre (Pickett et al., 2001, MacGregor-Fors et al., 2016). Se sabe que la urbanización puede favorecer algunas especies resistentes a la perturbación (Russo & Ancillotto, 2015); por ejemplo, algunas especies pueden resultar favorecidas con las altas temperaturas ambientales que son más comunes en áreas urbanas y obtener protección contra los depredadores (Pickett et al., 2001; Souza & Abe., 2000). Otro ejemplo se puede observar en los ríos urbanos de Brasil, donde las poblaciones de las tortugas *Phrynops geoffroanus* se ven beneficiadas debido a la ausencia de depredadores y a la disponibilidad de alimento y áreas para anidar (Souza & Abe., 2000). Algunas construcciones humanas pueden ser refugio de aves y murciélagos insectívoros (Sampedro-Marín et al., 2008; López-Berrizbeitia y Díaz, 2013; Li y Wilkins, 2015; Nus & Neto., 2017), ya que pueden simular las propiedades estructurales y microclimáticas de refugios naturales como cuevas, huecos en árboles y fisuras de acantilados (Russo & Ancillotto, 2015). Sin embargo, uno de los principales factores dentro de las ciudades que está fuertemente asociado con la presencia de fauna silvestre es la vegetación urbana (Pickett et al., 2001). La vegetación urbana incluye a todas

las áreas verdes como los jardines privados, parques y remanentes de bosques. Esta vegetación también proporciona servicios importantes como el mejoramiento de la calidad del aire, la proyección de sombra, áreas recreativas para las personas y hábitat para la fauna silvestre (Nowak, 2002; Falfán et al., 2018). Por ejemplo, algunos estudios han demostrado que hay una variedad de invertebrados, aves y pequeños mamíferos que encuentran condiciones favorables en la vegetación urbana, donde pueden encontrar parejas reproductivas, alimento, sitios de refugio y de anidamiento (Dickman & Doncaster, 1987; Smith, 2006; MacGregor-Fors et al., 2016; Pollack et al., 2018). Asimismo la riqueza de especies en áreas verdes urbanas es más alta conforme aumenta el tamaño de los parches de vegetación y su distancia al centro de la ciudad (MacGregor-Fors et al., 2016).

Adicionalmente, los ríos urbanos y su vegetación riparia funcionan como sitios de forrajeo y corredores biológicos que facilitan el movimiento y establecimiento de poblaciones de fauna silvestre (Lesinski et al., 2000; Foeli, 2013; Gaztessi-Arías et al., 2016). Cabe mencionar que la función de la vegetación urbana para la vida silvestre puede depender de la calidad del parche y la cercanía a las actividades humanas. Por ejemplo, parches con poca cobertura vegetal y situados en áreas muy expuestas a actividades humanas podrían reducir el valor ecológico para las especies que son más sensibles a la perturbación (Stone et al., 2009; Dutilleux, 2017; Russo & Ancilloto., 2015; MacGregor-Fors et al., 2016).

La mayoría de los estudios de fauna silvestre en ambientes urbanos de México han evaluado el efecto de áreas verdes como parques, bosques urbanos y jardines privados sobre las características de las comunidades de aves. Por ejemplo, se probó que las comunidades de aves de la ciudad de Querétaro están asociadas con la vegetación inmersa en la matriz urbana de parques, cementerios, jardines públicos y campos de golf (Malagamba-Rubio et al., 2013). Asimismo, en la ciudad de Xalapa, Veracruz se demostró que la actividad del búho moteado

(*Ciccaba virgata*) está asociada con la con cubierta vegetal de áreas verdes como jardines, parques y bosques periurbanos (Marín-Gómez et al., 2020). Por lo tanto, se conoce menos la importancia que tienen otras áreas verdes como los ríos urbanos para distintos grupos de animales en ambientes urbanos. Dada la ubicación entre las zonas de influencia neártica y neotropical, su diversidad biológica y de ecosistemas, conocer estos procesos que ocurren en ciudades mexicanas, podrían aportar al conocimiento en zonas transicionales entre ambientes tropicales y templados. Por otro lado, actualmente se desconoce el efecto de las variables ambientales y urbanas asociadas a los ríos urbanos para otros grupos de animales como los mamíferos (Souza & Abe., 2000; Lesinski et al., 2000; Naidoo et al., 2011).

El objetivo de este estudio fue poner en evidencia la importancia de los ríos urbanos como hábitat de fauna silvestre, y evaluar el peso de las variables ambientales y urbanas adyacentes en la actividad y el forrajeo de la misma. Para probar esto se seleccionó como modelo biológico a los murciélagos insectívoros. Este grupo de mamíferos se encuentran dentro de los más abundantes en ecosistemas naturales y perturbados (Fenton & Simmons, 2014). Por otro lado, debido a que consumen una gran cantidad de insectos son excelentes controladores de sus poblaciones (Kunz et al, 2011) y presentan especies que responden de diferente manera a la perturbación antropogénica de su hábitat (Russo & Ancilloto, 2015). Un ejemplo de esto son los murciélagos insectívoros que vuelan en espacios estrechos, es decir entre la vegetación, y los murciélagos que vuelan en espacios abiertos. Estos últimos menos sensibles a la urbanización (Avila-Flores & Fenton, 2005; Threlfall et al, 2011; Russo & Ancilloto, 2015; Schoeman, 2015).

Este estudio se realizó en ciudad de Morelia, Michoacán, la cual presenta dos ríos inmersos en la matriz urbana que presentan en sus márgenes vegetación riparia y áreas verdes adyacentes. Además los márgenes de los ríos presentan alumbrado público y están expuestos

al ruido causado por el tráfico vehicular, lo cual lo hace un sistema ideal para comparar con otros hábitats urbanos lineales como vías urbanas y probar que hábitats son más usados y que variables ambientales y urbanas se relacionan con la actividad y forrajeo de murciélagos insectívoros.

Referencias

- Ávila-Flores, R & Fenton, M.B. (2005). Use of spatial features by foraging insectivorous bats in a large urban landscape. *Journal of Mammalogy*, 86, 1193-1204.
- Dickman, C.R. & Doncaster, C.P. (1987). The Ecology of small mammals in urban habitats. I. Populations in a patchy environment. *Journal of Animal Ecology*, 56, 629-640.
- Dutilleul, G. (2017). Anthropogenic sound and terrestrial ecosystems: a review of recent evidence. 12th ICBEN Congress on Noise as a Public Health Problem.
- Falfán, I., Muñoz-Robles, C.A., Bonilla-Moheno, M. & MacGregor-Fors, I. (2018). Can you really see “green”? Assessing physical and self-reported measurements of urban greenery, *Urban Forestry and Urban greening*, 36,13-21
- Fenton, M.B. & Simmons, N. (2014). *Bats a World of Science and Mystery*. The University of Chicago Press.
- Foeli, S. (2013). Corredor biológico interurbano del Río Torres y corredores biológicos en general. *Ambientico*, 232-233, 51-55.
- Gastezzi-Airas, P., Alvarado-García, V. & Pérez-Gómez, G. (2016). La importancia de los ríos como corredores interurbanos. *Biocenosis*, 31, 1-12.
- García, E. (1987), *Modificaciones Al Sistema de Clasificación Climática de Koppen*, Instituto de Geografía, UNAM, México. 217 pp.

Kunz, T.H., Braun de Torrez, E., Bauer, D., Lobova, T. & Fleming, T.H. (2011). Ecosystem services provided by bats, *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1223, 1-38.

Li, H. & Wilkins, K. (2015). Selection of buildings roosts by Mexican free-tailed bats (*Tadarida brasiliensis*) in an urban area. *Acta Chiropterologica*, 12, 321-330.

Lesinski, G., Fuszara Elzbieta & Kowalski, M. (2000). Foraging areas and relative density of bats (Chiroptera) in differently human transformed landscapes, *Z. Säugetierkunde*, 65, 129-137.

López-Berrizbeitia, M.G. & Díaz, M.M. (2013). Diversidad de murciélagos (Mammalia, Chiroptera) en la ciudad de Lules, Tucumán. *Acta Zoológica Mexicana*, 29, 234-239.

MacGregor-Fors, I., Federico Escobar, Rueda-Hernández, Avendaño-Reyes, S., Lucía Baena, M., M. Bandala, V., Chacón-Zapata, S., Guillén-Servent, A., González-García, F., Loera-Hernández F., Montes de Oca, E., Leticia Montoya, Eduardo Pineda, Ramírez-Respreto, L., Rivera-García, E. & Utrera-Barrillas, E. (2016). City “Green” Contributions: The role of the urban greenspaces as reservoirs for biodiversity. *Forest*, 7, 146.

Malagamba-Rubio, A., MacGregor-Fors, I., Pineda-López, R. (2013). Comunidades de aves en áreas verdes de la ciudad de Santiago de Querétaro, México. *Ornitología Neotropical*, 24, 371-386.

Marín-Gómez, O.H., García-Arroyo, M., Sánchez-Sarria, C.E., Sosa-López, J.R., Santiago-Alarcon, D., MacGregor-Fors, I. (2020). Nightlife in the city: drivers of the occurrence and vocal activity of a tropical owl. *Avian Research*, 11, 1-14.

McKinney, M.L. (2002). Urbanization, biodiversity, and conservation. *BioScience*, 52, 883-890.

McKinney, M.L. (2006). Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation*, 12, 247-260.

Naidoo, S. Mackey, R.L. & Schoeman, C. (2011). Foraging ecology of insectivorous bats (Chiroptera) at a polluted and an unpolluted river in an urban landscape, Durban Museum Notivate, 33, 21-28.

Nowak, D.J. (2002). The Effects of urban trees on air quality. USDA Forest Service, Syracuse, NY.

Nus, T.V. & Neto, J.M. (2017). Urban roost of Wintering Barn Swallows *Hirundo rustica* in Aveiro, Portugal. Netherlands Ornithologists Union, 105, 1-6.

Pickett, S.T.A., Cadenasso, M.L., Grove, J.M., Nilon, C.H., Pouyat, R.V., Zipperer, W.C. & Costanza (2001). Urban Ecological Systems: Linking terrestrial ecological, physical, and socioeconomic components of metropolitan areas. Annual Review of Ecology and systematics, 32, 127-57.

Pollack Velásquez, L.E., Rodríguez Rodríguez, E.F., Paredes Pizarro, Y., Gutierrez Ramos, J. & Mora Castilla, M. (2018). Aves silvestres asociadas a la flora urbana del distrito de Trujillo, región La Libertad, Perú. Arnaldoa, 25, 241-272.

Russo, D. & Ancillotto, L. (2015). Sensitivity of bats to urbanization: A review. Mammalian Biology, 80, 205-212

Sampedro-Marín A.C., Martínez-Bravo C.M., Otero-Fuentes, Y.L., Santos-Espinosa, L.M., Osorio-Ozuna, S. & Mercado-Ricardo, A.M. (2008). Presencia del murciélago casero (*Molossus molossus* Pallas, 1776) en la ciudad de Sincelejo, Departamento de Sucre, Colombia. Caldasia, 30, 495-503.

Souza, F.L. & Abe, A.S. (2000). Feeding ecology, density and biomass of the freshwater turtle, *Phrynops Geoffroanus*, inhabiting a polluted urban river in south-eastern Brazil. Journal Zoology London, 252, 437-446.

Smith, R.M., Kevin, J.G., Philip, H.W. & Ken T. (2006). Urban domestic gardens (VIII): environmental correlates of invertebrate abundance. *Biodiversity and Conservation*, 15, 2515-2545.

Stone, E.L., Jones, G. & Harris S. (2009). Street lighting disturbs commuting bats, *Current Biology*, 19, 1123-1127.

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

CAPÍTULO 2

La cobertura vegetal y la estacionalidad explican la presencia de murciélagos insectívoros en ríos urbanos

Introducción

Los ríos urbanos son hábitats que ofrecen múltiples servicios ecosistémicos, como la regulación de inundaciones y deslizamientos de tierra, la mitigación del efecto de isla de calor y espacios para la recreación humana (Dallimer et al. 2012; Gaztessi-Arías et al. 2016). Adicionalmente, estos hábitats funcionan como corredores biológicos interurbanos, que brindan conectividad entre hábitats modificados y naturales facilitando el movimiento de vida silvestre en las ciudades (Foeli, 2013). Los ríos urbanos son hábitats donde la fauna silvestre encuentra recursos vitales como alimento, refugio y parejas para reproducirse, lo cual les permite establecerse dentro de las ciudades (Foeli, 2013; Gaztessi-Arías et al., 2016). En el caso de las aves, los ríos urbanos pueden mantener comunidades similares a las que están presentes en sistemas adyacentes a las ciudades, como áreas agrícolas y bosques periurbanos (Domínguez-López & Ortega-Álvarez, 2014). Por lo tanto, los ríos urbanos posibilitan la persistencia de especies que de otro modo no podrían sobrevivir en otros hábitats dentro de las ciudades (Oneal & Rotenberry, 2008; Linttot et al, 2015) ya que en estos encuentran alimento y sitios de anidamiento, principalmente en la vegetación riparia y circundante (Pollack Velasquéz et al, 2018). Por otra parte, las comunidades urbanas de pequeños mamíferos como roedores y eulipotiflos están asociadas a los parches de vegetación urbana, ya que proporcionan alimento y mejores condiciones para la construcción de nidos y madrigueras (Dickman & Doncaster, 1987). Asimismo, las poblaciones urbanas del murciélago *Pipistrellus pygmaeus* están asociadas con la presencia de vegetación riparia (Linttot et al, 2015). Las variables de mayor importancia para la selección de refugios de

maternidad de murciélagos marrones urbanos (*Eptesicus fuscus*) son la presencia de vegetación y disponibilidad de agua (Nuebaum et al. 2007). Por lo tanto, los hábitats donde generalmente se concentra la actividad y el forrajeo de murciélagos insectívoros son los cuerpos de agua (Salvarina, 2016), incluidos los ríos urbanos (Lesinski et al, 2000; Kalkounis-Rueppel et al, 2007; Naidoo et al, 2011; Naidoo et al., 2013; Han Li & Kalkounis-Ruepell, 2018). Diversos estudios han demostrado que los ríos urbanos presentan secciones donde se concentran altos niveles de actividad y forrajeo de murciélagos debido a que la abundancia de alimento (pequeños dípteros) es alta (Kalkounis-Rueppel et al, 2007; Han Li & Kalkounis-Ruepell, 2018). Sin embargo, no existen estudios que hayan evaluado de manera simultánea el efecto de variables bióticas y abióticas sobre la actividad y forrajeo de murciélagos insectívoros en ríos urbanos.

Los ambientes urbanos presentan especies de murciélagos insectívoros con diferentes características conductuales y ecológicas. Por un lado están los murciélagos insectívoros de vuelo lento y gran maniobrabilidad con características que les permiten conseguir alimento en espacios estrechos de la vegetación (Norberg & Rainer, 1987; Neuweiler, 2000; Schnitzer & Kalko, 2001). Por otro lado están los que vuelan en áreas abiertas de forma rápida, en dirección recta y con una menor capacidad de maniobrar (Norberg y Rainer, 1987; Schnitzer & Kalko, 2001). Los niveles de actividad y de forrajeo de murciélagos adaptados al vuelo en áreas abiertas son mayores en ambientes urbanizados, donde pueden aprovechar las altas agregaciones de insectos que son atraídos por la iluminación artificial (Avila-Flores & Fenton, 2005; Schoeman, 2015; Threlfall et al, 2013; Zeale et al, 2018). Por su parte, los murciélagos insectívoros de vuelo lento y adaptados a espacios estrechos evitan sitios iluminados y se asocian más con zonas donde la presencia de árboles y matorrales es mayor (Stone et al, 2009; Threlfall et al, 2013; Zeale et al, 2018). Por lo tanto, las variables bióticas

y abióticas de los ambientes urbanos pueden explicar la presencia de murciélagos insectívoros con rasgos funcionales particulares en las ciudades (Ávila-Flores & Fenton, 2005).

Además de las características conductuales y ecológicas, los cambios en la actividad de las poblaciones animales siguen ciclos anuales sincronizados con eventos climáticos, y de disponibilidad de recursos alimenticios (Bronson, 1985; Mello et al, 2004; Durant et al, 2003). Por ejemplo, los meses con bajas temperaturas, tanto en latitudes tropicales como templadas, generalmente resultan en una disminución de la actividad de la fauna (Klüg-Baerwald et al, 2017). Por lo tanto, la actividad y el forrajeo de murciélagos insectívoros urbanos puede estar fuertemente asociado con el aumento de la temperatura ambiental, lo cual se relaciona con la abundancia de insectos que permiten satisfacer las demandas energéticas de hembras lactantes que sincronizan este periodo de lactancia con los meses más cálidos (Anthony et al., 1981; Scanlon & Petit, 2008). Se ha reportado en ambientes urbanos que en los meses con bajas temperaturas los niveles de actividad de murciélagos se reducen (Scanlon & Petit, 2008). Por otro lado, se ha reportado que en ambientes tropicales, el aumento de la humedad relativa en la estación lluviosa incrementa la disponibilidad de recursos alimenticios para los murciélagos insectívoros, lo cual hace que haya un aumento en su actividad (Happold & Happold, 1990; Racey & Entwistle, 2000).

A pesar de todo este conocimiento acumulado sobre los factores que determinan la actividad y forrajeo de murciélagos insectívoros en ambientes urbanos y naturales, no existe un estudio que haya evaluado el efecto combinado de dichos factores. Por lo anterior, el objetivo de este trabajo fue comparar el uso que los murciélagos insectívoros hacen de los ríos urbanos en comparación con vías urbanas tales como avenidas. Además, se evaluó qué variables bióticas y abióticas, presentes en dichos hábitats, tienen un efecto en la actividad y

forrajeo de murciélagos insectívoros con diferentes habilidades de forrajeo. Por ello, de cada hábitat (ríos y avenidas) describimos los valores de humedad relativa (%), temperatura (°C), cobertura vegetal de acuerdo al índice de área foliar (%), iluminación artificial (Lux) y ruido antropogénico (dB) en distintas estaciones del año: seca-fría, seca-cálida y lluviosa. Partimos de la hipótesis que los ríos urbanos serán más usados por los murciélagos en comparación con las avenidas debido a sus características bióticas y abióticas que brindan mayor protección y alimento (i.e., insectos) para los murciélagos. Predecimos que la variable de mayor importancia para la actividad y forrajeo de murciélagos de espacios estrechos será la cobertura vegetal ya que este grupo de murciélagos cazan entre la vegetación y esta se asocia con la disponibilidad de insectos (Anthony et al., 1981; Burles et al., 2009). También predecimos que la iluminación artificial de los ríos tendrá un efecto negativo para el forrajeo de murciélagos de espacios estrechos, ya que este es un grupo que tiende a evadir sitios iluminados artificialmente (Stone et al, 2009; Threlfall et al, 2013; Zeale et al, 2018). Por último, predecimos que la estación climática seca-fría tendrá menos actividad y forrajeo de ambos grupos de murciélagos, debido a que estos dependen de recursos alimenticios específicos a las estaciones seca-cálida y lluviosa (Anthony et al., 1981; Burles et al., 2009).

Métodos

Área de estudio

Este estudio cubrió un periodo de 1 año (agosto-2018 a julio-2019) en la ciudad de Morelia, México (Fig. 1). Morelia se encuentra en la zona centro-norte del estado de Michoacán, entre los paralelos 19.96° y 19.79° de latitud norte y los meridianos -101.33° y 101°.07 longitud oeste (Prontuario de Información Geográfica Municipal, Morelia, Michoacán, 2009). Morelia tiene una altitud promedio de 1940 m s.n.m., una superficie total de 111.4 km² y una

población de 800,000 habitantes (IMPLAN, 2019). El clima de la ciudad es templado subhúmedo con lluvias en verano (García, 1987). La temperatura promedio anual es de 18.2° C, siendo enero el más frío, con una temperatura promedio de 14.5° C, y mayo el más caluroso con una temperatura promedio de 21.5° C. La precipitación promedio anual es de 803.6 mm, siendo el mes de diciembre el más seco con 5.6 mm y el mes de julio es más lluvioso con 183.0 mm (estación Morelia 16081, SMN 2019). En el área de estudio se presentan dos periodos estacionales bien marcados; uno lluvioso y otro seco, este último se divide a su vez en época seca-fría y época seca-cálida. El periodo lluvioso abarca los meses de junio a octubre y concentra el 86% de la precipitación anual (691.1 mm), con una temperatura promedio de 19.4° C, mientras que la época seca-fría abarca de noviembre a enero y tiene un promedio de precipitación acumulada menor al 5 % del total anual (40.2 mm) y una temperatura promedio de 15.3° C. En esta época las temperaturas mínimas extremas suelen alcanzar los -2.0 °C durante pocas horas en la noche generando condiciones de escarcha y “helada”. La época cálida seca abarca de febrero a mayo con una precipitación acumulada ~ 10 % del total anual y una temperatura promedio de 18.9° C. En esta temporada, las temperaturas máximas suelen alcanzar los 32.0 °C durante varios días consecutivos (SMN, 2016).

Selección de hábitats y puntos de muestreo

Para comparar la actividad y el forrajeo de murciélagos con diferentes habilidades de forrajeo y probar que los ríos son hábitats más usados por estos, se seleccionaron dos ríos urbanos y dos avenidas, ya que ambos son lineales y cruzan gran parte de la ciudad. Los dos ríos seleccionados presentan vegetación riparia, áreas verdes adyacentes como parques urbanos y alumbrado público en sus márgenes. El primer río es conocido localmente como “río grande”

y el segundo como “río chiquito”. De aquí en adelante referenciados como R1 y R2, respectivamente. La primer avenida que fue seleccionada se denominó U1 y es conocida localmente como Acueducto. Esta avenida presenta secciones con camellones con árboles y arbustos dispersos. La segunda avenida se denominó U2 y es conocida localmente como Boulevard García de León. Esta avenida presenta un camellón con árboles y arbustos continuos. Se seleccionaron diferentes puntos de muestreo con ayuda del programa Google Earth Pro(c). Para el río R1 se seleccionaron 7, para el río R2 se seleccionaron 6, para la avenida U1 se seleccionaron 6 y para la avenida U2 se seleccionaron 3, debido a su menor longitud. Cada punto de muestreo consecutivo estuvo separado por 1km de distancia entre sí, estando dispuesto en un transecto lineal por hábitat.

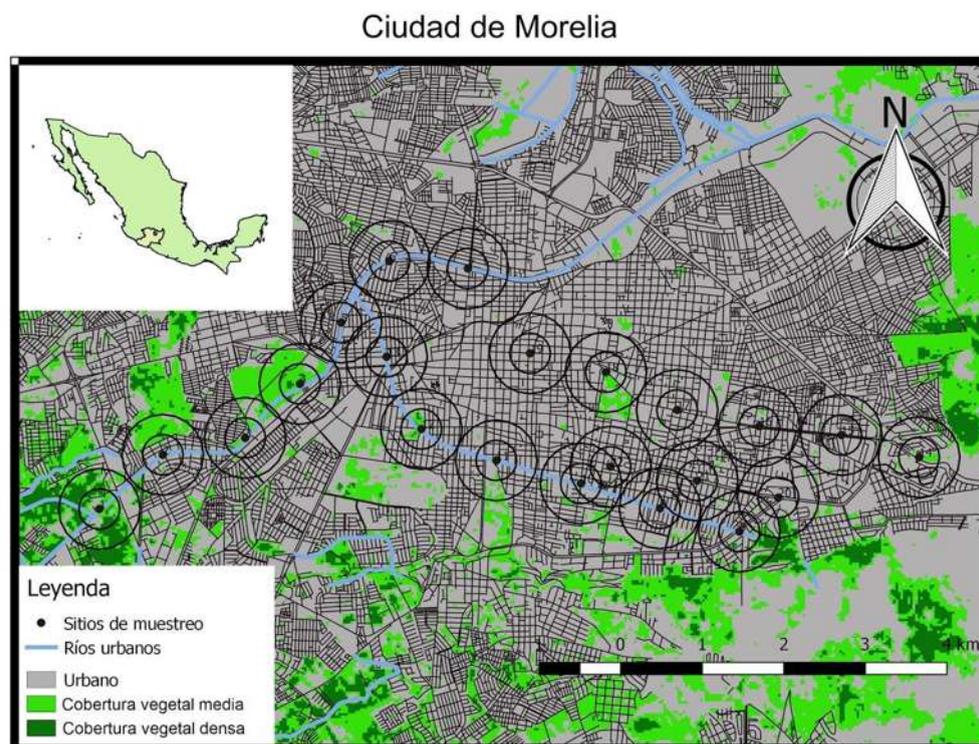


Figura 1. Mapa de la ciudad de Morelia donde se muestran los transectos lineales de cada hábitat con sus respectivos puntos de muestreo, las áreas de influencia (buffers) de 250 y 500 m y la densidad de cobertura vegetal estimada por medio del índice de área foliar.

Registros acústicos de murciélagos insectívoros

En cada punto de los transectos lineales se realizaron grabaciones de 10 minutos (Ávila-Flores & Fenton, 2005), durante cuatro noches consecutivas. Las cuatro noches de grabación por transecto se distribuyeron entre los meses que abarcan cada periodo estacional (época seca-fría, seca-cálida y lluviosa) completando un esfuerzo de grabación de 42,240 minutos. Las grabaciones de los murciélagos se hicieron con un detector de murciélagos Echo Meter Touch 2 Pro (Wildlife Acoustics) el cual se conectó a un dispositivo Apple iOS (6th Generation) WI-FI 128 GB. Las grabaciones se hicieron en dos direcciones diferentes por noche: dos grabaciones empezando en la orilla de la ciudad para finalizar al centro y dos empezando del centro para finalizar en la orilla con la finalidad de evitar el efecto de la cercanía a posibles refugios cercanos a los puntos iniciales de grabación. Todas las grabaciones empezaron al anochecer y se evitó grabar durante noches muy lluviosas que pudieran reducir la actividad de los murciélagos (Snell-Rood, 2012). Cada grabación se analizó visualmente con ayuda del programa de acceso libre Kaleidoscope 4.5.4. (Wildlife Acoustics) dentro de una ventana de análisis de 500 FFT en una computadora Laptop Acer Aspire Intel® B815-2GB DDR3. Como todos los puntos de grabación fueron iguales en distancia y tiempo de grabación, la actividad de murciélagos se resumió contando el número de pulsos por grabación (Thomas & LaVal, 1988; Tibbels & Kurta, 2003) y el forrajeo fue resumido como el número de trenes de captura de cada grabación (Tibbels & Kurta, 2003). Un pulso es definido como una simple vocalización (Fig. 2a), mientras que los trenes de captura se definen como una serie de pulsos repetitivos que indican capturas de presas por los murciélagos (Figura 2b, Tibbels & Kurta, 2003). Todos los pulsos de frecuencia modulada (FM) fueron clasificados como murciélagos insectívoros de espacios estrechos, debido a que este tipo de señales codifican información para la detección y clasificación entre la

vegetación durante la orientación espacial. Generalmente, este tipo de pulsos inician con una frecuencia alta y descienden rápidamente en un tiempo muy corto (Fig. 3a, Schnitzler & Kalko 2001). Por último, los pulsos de frecuencia constante o cuasi-constante (FC) fueron asignados a murciélagos de espacios abiertos, ya que son señales utilizadas por murciélagos que forrajean en ambientes libres de obstáculos (Neuweiler, 2000; Schnitzler & Kalko, 2001). Los pulsos que emiten este tipo de murciélagos operan en frecuencias bajas alrededor de 30 kHz con una duración de 10-100 ms (Fig. 3b, Neuweiler, 2000; Denzinger & Schnitzler, 2013). En los resultados se muestran el total de pulsos y trenes de captura de los ríos como promedios con su error estándar.

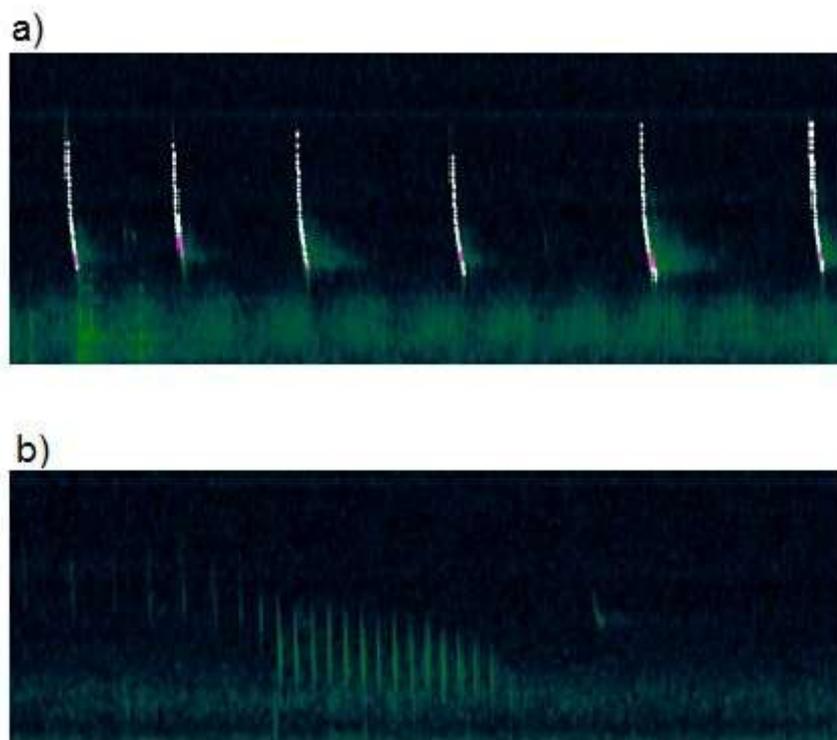


Figura 2. La imagen a) muestra una serie de de pulsos de ecolocación que son definidos como simples vocalizaciones. La imagen b) muestra un tren de captura, lo cual se define como pulsos repetitivos que indican capturas de presas.

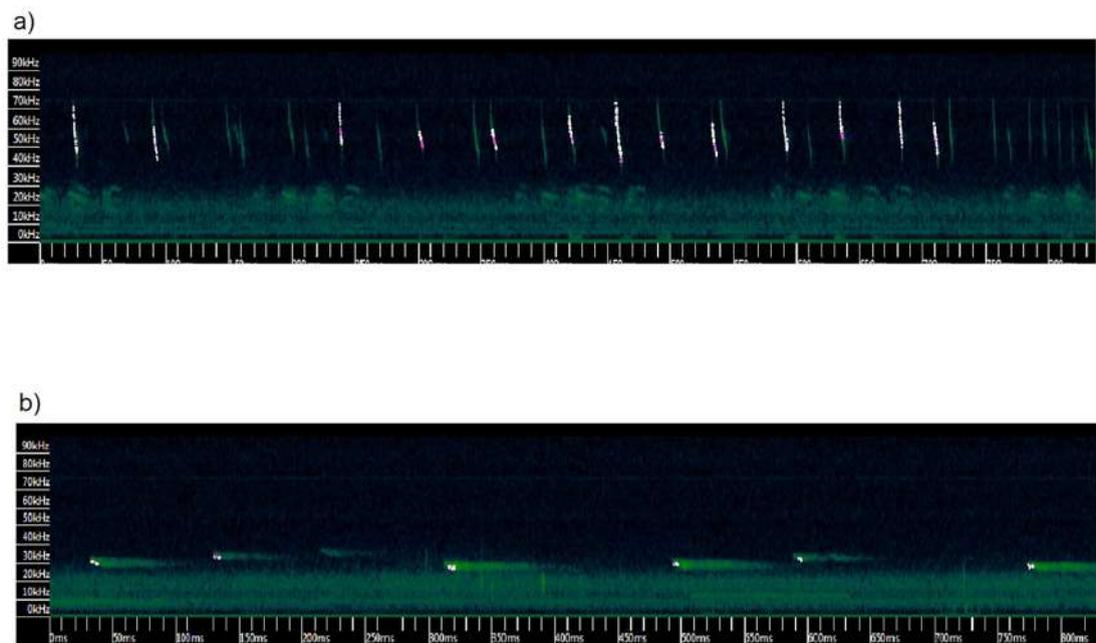


Figura 3. La imagen a) muestra una serie de pulsos de frecuencia modulada (FM). La imagen b) muestra una serie de pulsos de frecuencia constante (FC).

Variables bióticas y abióticas

En cada punto de los transectos se tomaron 3 mediciones de humedad relativa, temperatura ambiental, intensidad de ruido e iluminación artificial en un lapso de 10 minutos mientras se grababan los murciélagos. La primer medición fue al minuto 1, la segunda al minuto 5 y la tercera al minuto 10, posteriormente se calcularon los promedios. Todas las mediciones fueron tomadas con un medidor ambiental EN300 de la marca EXTECH. Para obtener un estimado del porcentaje de cobertura vegetal de los ríos y sus alrededores se calculó el índice de área foliar por medio de una imagen satelital del sensor OLI LANDSAT-8 con 30 m de resolución nominal del mes de julio del 2018 disponible en forma gratuita de la plataforma Earth-Explorer del Servicio Geológico de los Estados Unidos (USGS). El índice de área foliar (LAI, por sus siglas en inglés), es el radio del área total foliar de un lado de las hojas

por unidad de superficie a nivel del suelo. Este índice es un indicador de biomasa vegetal, y se calculó empleando la función *LAI* del paquete *water* para el ambiente de programación R v 3.6.1. La información de LAI se reclasificó para generar categorías para dos tipos de vegetación para los ríos: cobertura vegetal densa ($LAI \geq 3.0$), cobertura vegetal media ($LAI \geq 2.0$), y la cobertura urbana ($LAI \leq 1.0$). Posteriormente, para cada punto de muestreo de los transectos se definieron áreas de influencia a distancias de 250 y 500 m (Brunbjerg et al, 2018), mediante el Sistema de Información Geográfica (SIG) QGIS 2.18.12-Las Palmas. El porcentaje de cobertura vegetal densa y media, y la cobertura urbana se extrajo de cada buffer de 250 y 500 m empleando la herramienta *LecoS* de QGIS (Jung, 2016).

Por último se realizó un correlograma con todas las variables explicativas de los ríos, incluidas las coberturas vegetales y urbanas, esto para identificar a las variables con mayor grado de correlación y ajustar un modelo con el menor número de variables posible. Con base en el correlograma las variables que se excluyeron fueron el ruido, el porcentaje de vegetación densa a 250 m, y las coberturas urbanas a 250 y 500 m (Figura suplementaria en apéndice). Las variables que no estuvieron correlacionadas fueron la humedad relativa, la temperatura, la iluminación artificial y el porcentaje de vegetación densa a 500 m (Tabla 1 suplementaria). Debido a que la estacionalidad climática de la ciudad de Morelia es muy contrastante, se decidió evaluar si la humedad relativa y la temperatura son explicadas por la estacionalidad y cómo dichas variables si fueron explicadas por la estacionalidad, (X^2 Humedad relativa = 173, $P < 0.05$; X^2 Temperatura = 18.1, $P < 0.05$) entonces se usó solo la estacionalidad para no sobre-parametrizar el modelo.

Análisis estadísticos

Se usaron modelos lineales generalizados (GLM) con distribución Poisson para datos con inflación de ceros con el paquete *pscl*, esto para identificar cuáles hábitats tuvieron mayor actividad de murciélagos de espacios estrechos, y actividad y forrajeo de murciélagos de espacios abiertos. Estos modelos se compararon con el modelo nulo mediante la prueba de cociente de verosimilitud log link (Long, 1997). Esto debido a la gran cantidad de grabaciones sin datos (ceros) obtenidas para esas variables de respuesta. Para evaluar cuáles hábitats presentaron mayor forrajeo de murciélagos de espacios estrechos se usó un modelo lineal generalizado (GLM) con distribución quasipoisson. Esto debido a que en el modelo con distribución Poisson la devianza residual fue mayor que los grados de libertad. En estos modelos las variables dependientes fueron la actividad y el forrajeo de murciélagos de espacios estrechos y de murciélagos de espacios abiertos de cada hábitat, y las variables independientes fueron el tipo de hábitat (R1, R2, U1 Y U2). Posteriormente se aplicó una prueba de comparación múltiple de acuerdo al criterio de Tukey para comparar la significancia por hábitats con el paquete *multcomp*. Como los ríos urbanos fueron los hábitats más usados por ambos grupos de murciélagos se realizaron modelos lineales generalizados (GLM) con distribución de Poisson para datos con inflación de ceros para evaluar el efecto de la estacionalidad, vegetación densa a 500 m e iluminación artificial para la actividad y forrajeo de los murciélagos de espacios abiertos y para la actividad de murciélagos de espacios estrechos. Para evaluar el efecto de dichas variables en el forrajeo de murciélagos de espacios estrechos se aplicó un modelo lineal generalizado (GLM) con distribución quasipoisson. Por último, se realizó una prueba de comparación múltiple de acuerdo al criterio de Tukey con el paquete *multcomp*, para comparar la significancia de actividad y forrajeo por estacionalidad. Las variables dependientes de este modelo fueron la actividad y

el forrajeo de murciélagos de espacios estrechos y de murciélagos de espacios abiertos y las variables independientes fueron las variables bióticas y abióticas de los hábitats de mayor importancia. Todos los análisis y gráficos fueron ejecutados utilizando el lenguaje de programación R y los paquetes *gridExtra* y *ggplot2* (R Core Team, 2016).

Resultados

Hábitats urbanos con mayor actividad y forrajeo de murciélagos insectívoros

El tipo de hábitat explicó tanto la actividad ($\beta = 7.65$, $P < 0.05$, $D.F. = 8$, Fig. 4a) como el forrajeo ($X^2 = 6.22$, $D.F. = 4$, $P < 0.05$, Fig 4b) de murciélagos de espacios estrechos. De acuerdo a la comparación múltiple de Tukey, todos los hábitats mostraron diferencias significativas en cuanto a actividad, pero no hubo diferencias en cuanto a forrajeo (Tabla 2 suplementaria). Sin embargo, los ríos urbanos fueron los hábitats con mayor actividad (923.23 ± 122.22) y forrajeo (32.67 ± 6.303) para murciélagos que vuelan en espacios estrechos.

También el tipo de hábitat explicó la actividad ($\beta = 5.80$, $P < 0.05$, $D.F. = 8$, Fig. 5a) y forrajeo ($\beta = 2.86$, $P < 0.05$, $D.F. = 8$, Fig. 5b) para los murciélagos de espacios abiertos. La comparación múltiple de Tukey mostró que todos los hábitats son diferentes en cuanto a actividad y forrajeo, excepto en el caso del forrajeo entre las dos avenidas (Tabla suplementaria 2). Los ríos fueron los hábitats con mayor actividad (210.27 ± 27.86) y forrajeo (3.80 ± 0.85) de murciélagos de espacios abiertos.

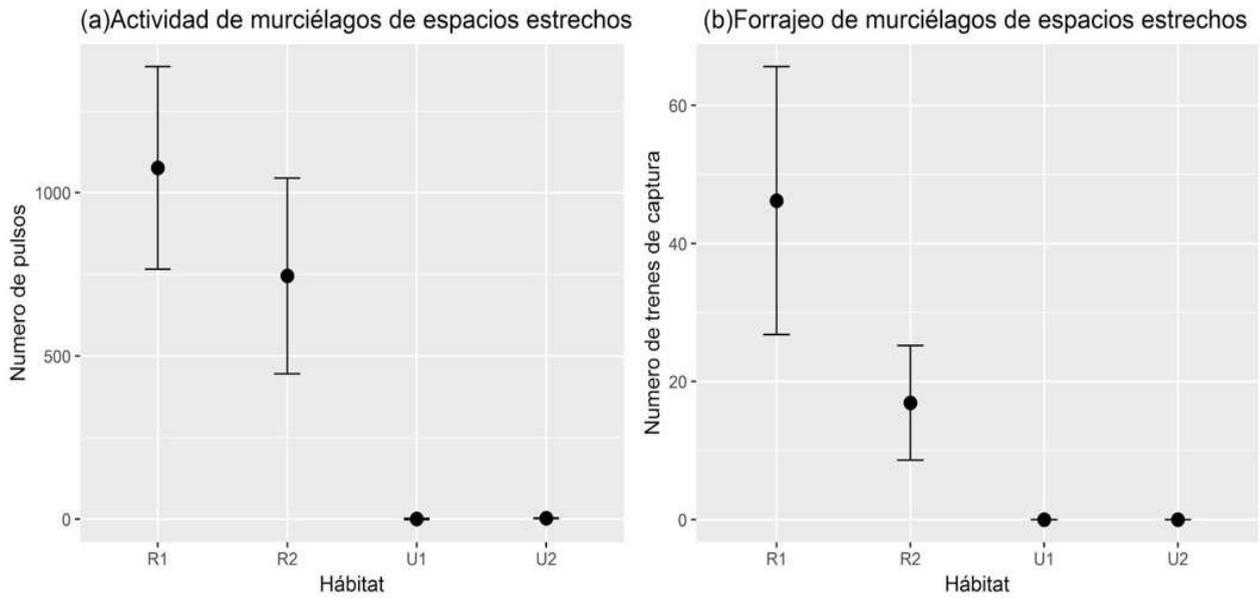


Figura 4. Comparación de actividad y forrajeo de murciélagos de espacios estrechos, a) representa la comparación de actividad (Número de pulsos/12 transectos) entre hábitats y b) representa la comparación del forrajeo (Número de trenes de captura/12 transectos) entre hábitats. Las puntos representan promedios \pm error estándar. R1 representa el río urbano 1, R2 representa el río urbano 2, U1 representa hábitat lineal urbano 1 y U2 representa el hábitat lineal urbano 2.

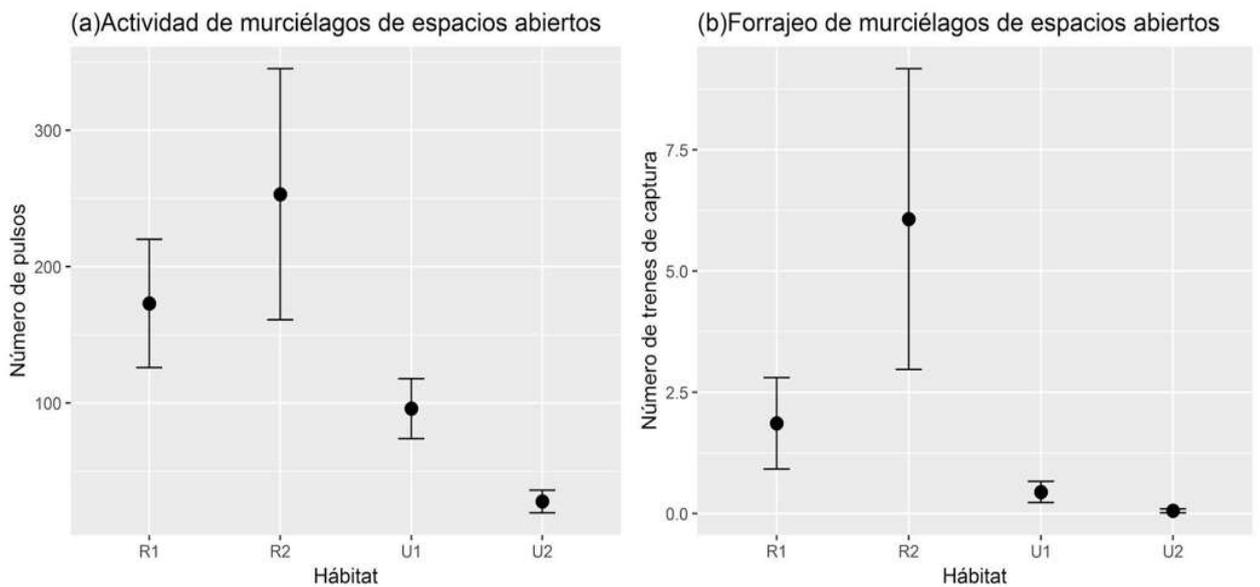


Figura 5. Actividad y forrajeo de murciélagos insectívoros de espacios abiertos. El gráfico a) muestra la comparación de actividad (Número de pulsos/transectos) entre hábitats. El gráfico b) muestra la comparación de la actividad de forrajeo (Número de trenes de captura/12 transectos) entre hábitats. Las barras representan promedios \pm error estándar. R1 representa el

río urbano 1, R2 representa el río urbano 2, U1 representa hábitat urbano 1 y U2 representa el hábitat urbano 2.

Variables de los ríos urbanos que influyen en la actividad y forrajeo de murciélagos insectívoros de espacios estrechos

La cobertura vegetal densa en un vecindario de 500 m ($\beta = 0.07$, $\text{Log Lik} < 0.05$, $D.F. = 10$, Fig. 6a) y el periodo estacional ($\beta = 7.01$, $\text{Log Lik} < 0.05$, $D.F. = 10$, Fig. 6b) fueron las variables que se relacionaron positivamente con la actividad de murciélagos de espacios estrechos. La prueba de comparación múltiple de Tukey mostró diferencias significativas en todos los periodos estacionales en cuanto a actividad de murciélagos de espacios estrechos (Tabla 3 suplementaria). Por otra parte, el forrajeo se relaciono positivamente por la cobertura vegetal densa en un vecindario de 500 m ($\beta = 0.12$, $\text{Log Lik} < 0.05$, $D.F. = 10$, Fig. 7a) al igual que el periodo estacional seca-cálida ($\beta = 2.57$, $\text{Log Lik} < 0.05$, $D.F. = 10$, Fig. 7b). De acuerdo a la prueba de comparación múltiple de Tukey, la estación seca-fría no fue diferente a la lluviosa, mientras que el resto si presentaron diferencias significativas en cuanto al forrajeo (Tabla 3 suplementaria). La actividad y el forrajeo no se vieron afectados por la iluminación artificial.

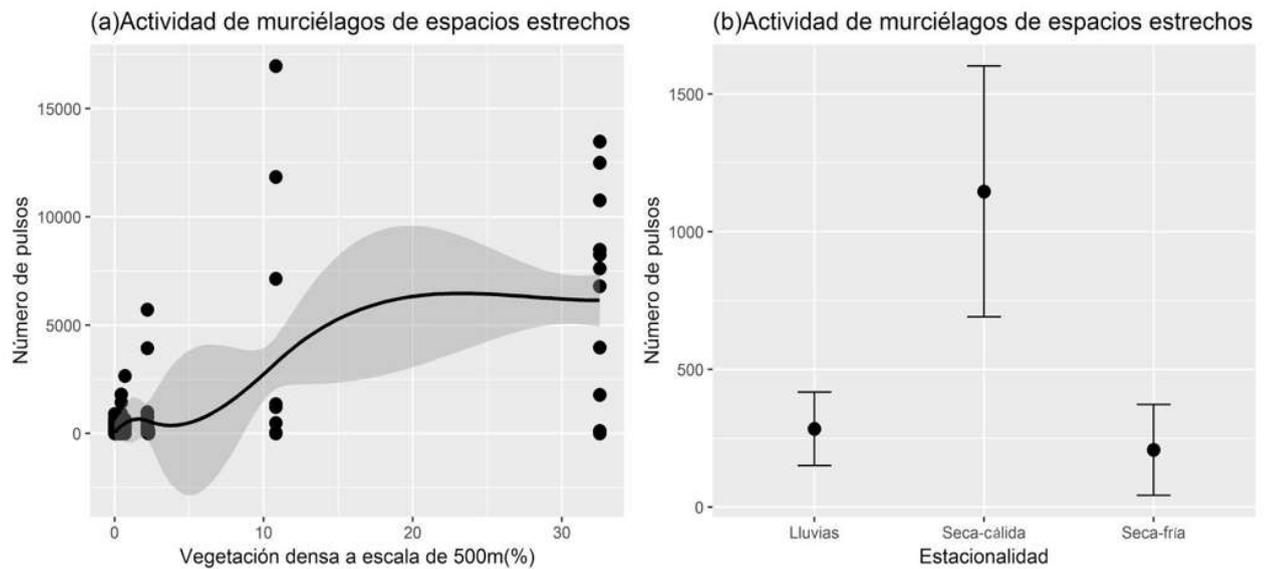


Figura 6. El gráfico de dispersión a) muestra la relación positiva del porcentaje de vegetación densa urbana de los ríos en un vecindario de 500 m en la actividad (Número de pulsos/12 transectos) de murciélagos insectívoros de espacios estrechos. La línea negra representa la predicción del modelo y la zona gris representa los intervalos de confianza. El gráfico b) representa la comparación de la actividad (Número de pulsos/12 transectos) de murciélagos por estación del año. Las barras representan promedios \pm error estándar.

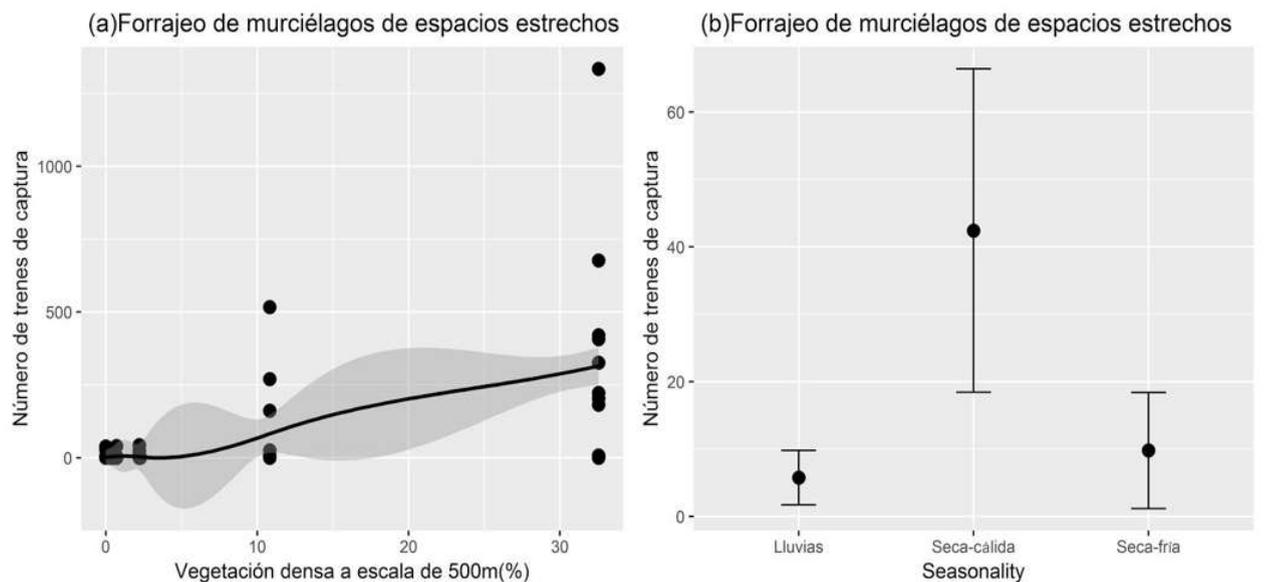


Figura 7. El gráfico a) representa la relación positiva que hubo entre el porcentaje de vegetación densa en un vecindario de 500 m con el forrajeo (Número de trenes de captura/12 transectos) de murciélagos de espacios estrechos. La línea negra representa la predicción del

modelo y la zona gris los intervalos de confianza. El gráfico b) representa la comparación del forrajeo (Número de trenes de captura/12 transectos) entre estaciones del año. Las barras representan promedios \pm error estándar.

Variables de los ríos urbanos que influyen en la actividad y forrajeo de murciélagos insectívoros de espacios abiertos

La actividad de murciélagos de espacios abiertos fueron se relacionaron positivamente por las estaciones seca-cálida y seca-fría ($\beta = 5.89$, $Log Lik < 0.05$, $D.F. = 10$, Fig. 8a), y el forrajeo con la estación seca-fría ($\beta = 2.56$, $Log Lik < 0.05$, $D.F. = 10$, Fig. 8b). La comparación múltiple de Tukey mostró que todas las estaciones tuvieron diferencias significativas en cuanto actividad y forrajeo (Tabla 3 suplementaria). La vegetación densa en un vecindario de 500 m y la iluminación artificial no se relacionaron significativamente en la actividad y el forrajeo de murciélagos de espacios abiertos.

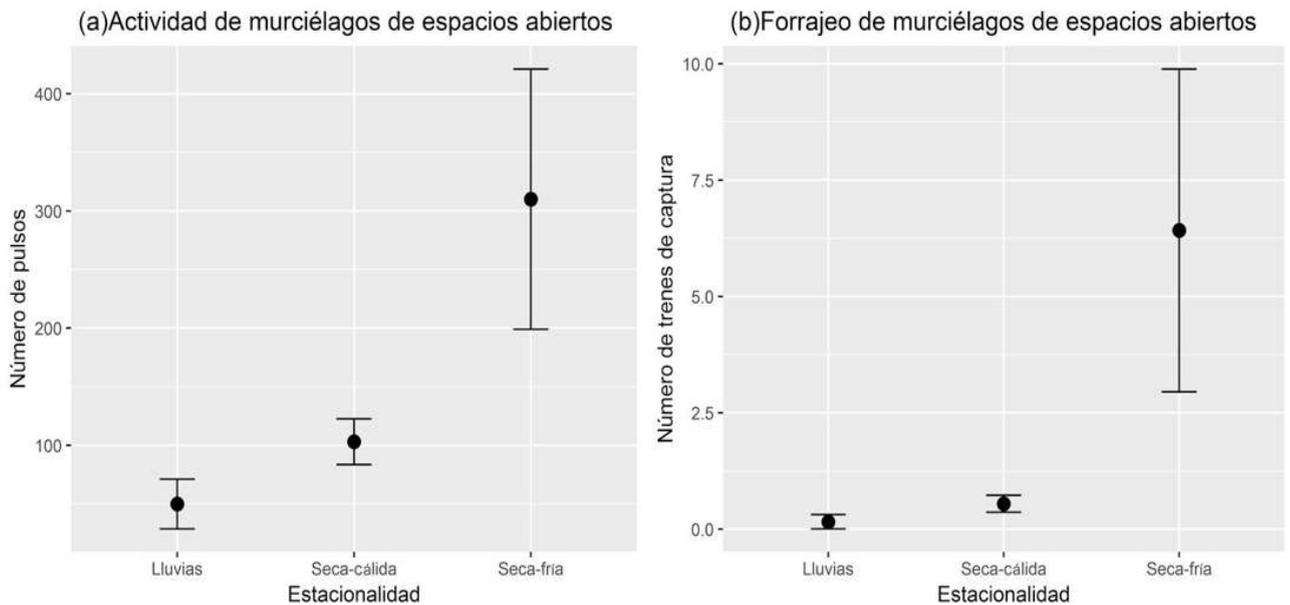


Figura 8. Actividad y forrajeo de murciélagos insectívoros de espacios abiertos. En la gráfica a) se compara la actividad (Número de pulsos/12 transectos) entre las tres estaciones. El gráfico b) representa la comparación del forrajeo (Número de trenes de captura/12 transectos) entre estaciones. Las barras representan promedios \pm error estándar.

Discusión

En concordancia con nuestra hipótesis los ríos urbanos fueron los hábitats de mayor importancia para la actividad y forrajeo de murciélagos insectívoros que vuelan en espacios abiertos y en espacios estrechos. De acuerdo a nuestras predicciones, las variables que explicaron la actividad y el forrajeo de murciélagos de espacios estrechos en los ríos urbanos fueron la cobertura vegetal densa en un vecindario de 500 m y el periodo estacional seco-cálido. Contrario a nuestras predicciones, la iluminación artificial no presentó efecto en la actividad y el forrajeo de los murciélagos. Por otra parte el periodo estacional seco, incluida la época seca-fría, explicaron la actividad y el forrajeo de murciélagos de espacios abiertos. Sin embargo, la cobertura vegetal no presentó efecto en la actividad y forrajeo de dichos murciélagos.

Relación de los ríos urbanos con la actividad y forrajeo de murciélagos de espacios estrechos y en espacios abiertos

De los cuatro hábitats, los ríos urbanos fueron los hábitats que fueron más importantes tanto en la actividad como en el forrajeo de murciélagos que vuelan en espacios estrechos y en espacios abiertos de la ciudad de Morelia. Estudios en hábitats urbanos han demostrado la importancia relativa que presentan los ríos urbanos para los murciélagos insectívoros comparado con otros tipos de hábitats (Lesinski et al, 2000; Threfall et al, 2011). Los ríos urbanos son importantes ya que concentran la actividad y forrajeo de murciélagos insectívoros (Naidoo et al, 2011; Naidoo et al, 2013; Kalkounis-Rueppel et al, 2007; Han Li & Kalkounis-Rueppel, 2018). Por lo tanto, nuestros resultados sugieren que este patrón de actividad de murciélagos en ríos urbanos es aplicable a ciudades neotropicales y no exclusivo

de ciudades templadas de Norteamérica y Europa, y tropicales de África (Vaughan et al, 1996; Lesinski et al, 2000; Naidoo et al, 2011; Han Li & Kalkounis-Rueppel, 2018). Algunas posibles explicaciones para este patrón de actividad y forrajeo asociado a los ríos urbanos se debe a que estos fungen como rutas que facilitan el movimiento dentro de la matriz urbana (Rouquette et al, 2013). Por ejemplo, el murciélago *Pipistrellus pygmaeus*, que es una especie sensible a la urbanización, utiliza los ríos urbanos para forrajear y desplazarse a través de la matriz urbana (Linttot et al, 2015). Por otra parte, dicha asociación entre murciélagos y ríos urbanos podría atribuirse a una mayor disponibilidad de presas por la eutrofización del agua (Boonstra et al, 2009; Naidoo et al, 2011). La actividad de murciélagos del género *Myotis* está fuertemente relacionada con la disponibilidad de insectos tolerantes a la contaminación que son resultado de la eutrofización del agua (Vaughan et al, 1996). Cabe mencionar que los nutrientes de los ríos urbanos de Morelia presentan niveles de contaminación orgánica que dan como resultado el aumento de niveles de nitratos (Díaz Rodríguez, 2013; Arroyo Robles et al, 2016), lo que se asocia con una mayor productividad y abundancia de insectos tolerantes a la contaminación (Boonstra et al, 2009; Kalkounis-Rueppel et al, 2007). Otra posible explicación sobre esta relación es la disponibilidad de refugios (Naidoo et al, 2011). La presencia de refugios cerca de fuentes de agua y alimento reduce los costos energéticos de los murciélagos insectívoros (Fenton, 1997), esto puede reducir las demandas energéticas de comunidades de murciélagos insectívoros urbanos de ambos grupos.

Relación de la cobertura vegetal, período estacional e iluminación artificial en la actividad y forrajeo de murciélagos que vuelan en espacios estrechos

De acuerdo a nuestras predicciones, la actividad y el forrajeo de murciélagos que vuelan en espacios estrechos se vio relacionada de manera positiva por la cobertura vegetal densa en un

vecindario de 500 m y por el período estacional seco-cálido. Otros estudios han demostrado que el porcentaje de cobertura vegetal a 500 m es el vecindario más relevante para predecir la actividad de murciélagos urbanos (Brunbjerg et al, 2018). Esta relación está dada por la abundancia y dependencia directa de muchos insectos nocturnos con la vegetación (Brunbjerg et al, 2018). Por ejemplo, los ríos situados dentro de paisajes con cobertura vegetal adyacente y alta heterogeneidad estructural a menudo contienen una gran abundancia de insectos nocturnos (Ober & Hayes, 2008). Los resultados corroboran que los murciélagos de espacios estrechos son comunes en ríos con vegetación adyacente. Esta relación con la cobertura vegetal también puede estar asociada a una mayor disponibilidad de refugios (Naidoo et al 2011) y a coberturas vegetales densas que proyectan oscuridad, las cuales podrían servir para evadir depredadores (Brunbjerg et al, 2018) y para mitigar los efectos de la iluminación artificial de los alrededores (Mathews et al, 2015). Sin embargo, contrario a nuestras predicciones, la actividad y el forrajeo de ambos grupos de murciélagos no se vieron relacionados por la iluminación artificial. La actividad y forrajeo de este grupo de murciélagos fue mayor en los meses que presentan las temperaturas más altas (estación seca-cálida). Otros estudios en ambientes urbanos han demostrado patrones similares donde la actividad y el forrajeo fueron afectados por las altas temperaturas. Debido al aumento en la abundancia de insectos que permiten satisfacer las demandas energéticas de hembras lactantes, que sincronizan el periodo de lactancia con los meses más cálidos (Anthony et al, 1981; Scanlon & Petit, 2008). Por otra parte, en regiones templadas y subtropicales, la actividad de murciélagos se ve sincronizada con la abundancia de insectos que aumenta gradualmente en primavera, al igual que la temperatura (marzo-junio, Racey y Entwistle, 2000), lo cual produce un pico de abundancia de insectos que posteriormente declinan en otoño e invierno cuando la temperatura ambiental es baja (Anthony et al, 1981; Racey &

Entwistle, 2000). Esto podría coincidir con nuestros resultados ya que la actividad y el forrajeo fueron bajos o nulos durante la estación seca-fría y lluviosa.

Los datos revelaron que no existe ninguna relación entre la actividad y el forrajeo de murciélagos de espacios estrechos y la iluminación artificial, por lo tanto nuestra predicción de una relación negativa entre la actividad y el forrajeo con la iluminación artificial no se cumplió. Otros estudios muestran que los murciélagos insectívoros de espacios estrechos evitan sitios iluminados y se asocian más en zonas con presencia de vegetación (Stone et al, 2009; Threlfall et al, 2013; Zeale et al, 2018). Esto debido a que al estar en sitios iluminados son más propensos a la depredación (Stone et al, 2015), ya que su vuelo lento y maniobrable no es eficaz para huír de los depredadores. A pesar de esto, los sitios muestreados con iluminación no tuvieron una menor actividad de murciélagos de espacios estrechos. Por lo que podemos hipotetizar que las coberturas vegetales densas que proyectan oscuridad podrían servir para evadir depredadores (Brunbjerg et al, 2018) y para mitigar los efectos de la iluminación artificial (Mathews et al, 2015).

Influencia de la estacionalidad en la actividad y forrajeo de murciélagos que vuelan en espacios abiertos

Como se predijo, la actividad de murciélagos de espacios abiertos fue explicada por la estacionalidad climática. La estación seca-fría fue la que presentó más actividad y forrajeo de este grupo de murciélagos. Es de esperarse que la actividad y el forrajeo de estos murciélagos también fuese mayor durante la estación seca-cálida debido a que generalmente en ambientes templados y subtropicales, el aumento de la temperatura se relaciona positivamente con la abundancia de insectos (Racey y Entwistle, 2000). Esa abundancia de insectos declina en otoño e invierno cuando la temperatura ambiental es baja (Anthony et al, 1981). Por lo cual,

se presenta una marcada disminución de presas disponibles para los murciélagos durante los meses fríos (Racey & Entwistle, 2000). Una posible causa, no probada en este estudio, es que los altos niveles de actividad y forrajeo durante la estación seca-fría se deban a migraciones altitudinales desde zonas más frías a la ciudad de Morelia. Quizás buscando mejores condiciones de temperatura debido a los efectos de isla de calor que provoca la ciudad (Pickett et al, 2001). Asimismo, si ese efecto de isla de calor es constante durante el invierno, también podría estar beneficiando a poblaciones de insectos aéreos que a su vez son aprovechados por los murciélagos de espacios abiertos.

Por otra parte, la temperatura promedio de la estación seca-fría de la ciudad de Morelia es de 15.3°C lo cual corresponde al umbral de temperatura relacionada con la actividad de algunos grupos de insectos aéreos como polillas y escarabajos (Casey, 1981; Richards, 1989). Por lo que se puede sugerir que este grupo de murciélagos podría estar respondiendo a la disponibilidad de insectos y no a la temperatura de la estación seca-fría.

Finalmente, los resultados muestran que los ríos son los hábitats lineales urbanos de mayor importancia relativa para la actividad y forrajeo de murciélagos insectívoros de espacios estrechos y de espacios abiertos, además pone en evidencia la importancia de mantener la cobertura vegetal en los ríos urbanos, para poder sostener comunidades de murciélagos insectívoros dentro de las ciudades.

Referencias

- Anthony, L. P., Stack, M. H., Kunz, T. H., 1981. Night roosting and the nocturnal time budget of the little brown bat, *Myotis lucifugus*: effects of reproductive status, prey density, and environmental conditions. *Oecologia* 51, 151–156.
- Arroyo Robles, G., J. Brown, C. Cummings, D. Dudokh, D. Gill, F. Güiza, S. Marshall, M. Marteleira, M. McCall, C. Medina Garcia, J.S.Mozo, M. Murray, C.J. Perez, V. Reiss, D. Sametz, A. Taleghani, A. Tweedie, A. Vieyra, J., Honey-Rosés, 2016. Solidarity: A Plan to Restore the Chiquito River and Reclaim Public Space in Morelia, Mexico. School of Community and Regional Planning – University of British Columbia. Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental – Universidad Nacional Autónoma de México. Instituto de Planeación Municipal de Morelia
- Ávila-Flores, R., Fenton, M.B., 2005. Use of spatial features by foraging insectivorous bats in a large urban landscape. *Journal of Mammalogy* 86, 1193-1204.
- Boonstra, M., Asselman, M., Maas, P., Verweij, R.A., Breeuwer, J.A.J., Kraak, M.H.S., 2009. Persistence of chironomids in metal polluted environments. *Nederlandse Entomologische Vereniging* 20, 10-15.
- Bronson, F. H. 1985. Mammalian reproduction: an ecological perspective. *Biology of Reproduction* 32, 1–26.
- Burles, D. W., Brigham, R. M., Ring, R. A., Reimchen, T. E., 2009. Influence of weather on two insectivorous bats in a temperate Pacific Northwest rainforest. *Canadian Journal Zoology* 87, 132–138.
- Brunbjerg, A.K., Hale, J.D., Bates, A.J., Fowler, R.E., Rosenfeld, E.J., Sadler, J.P., 2018. Can patterns of urban biodiversity be predicted using simple measures of green infrastructure?. *Urban Forestry & Urban Greening* 32, 143-153.

- Casey, T. M., 1981. Energetics and thermoregulation of *Malacosoma americanum* (Lepidoptera : Lasiocampidae) during hovering flight. *Physiology* 54, 362-71.
- Díaz Rodríguez, L.S., 2013. Evaluación de la calidad en agua y sedimentos del río grande de Morelia Michoacán. Tesis de Licenciatura UMSNH.
- Dallimer, M., Rouquette, R. J., Skinner, M. J. Andrew, Armstrong, R. P., Maltby, L. M., Warren, H. P., Gaston, J. K., 2012. Contrasting patterns in species richness of birds, butterflies and plants along riparian corridors in an urban landscape. *Diversity and Distributions* 18, 742-753.
- Denzinger, A., Schnitzler, H.U., 2013. Bat guilds, a concept to classify the highly diverse foraging and echolocation behaviours of microchiropteran bats. *Frontiers in physiology* 4,1-15.
- Dickman, C.R., Doncaste, C.P. 1987. The ecology of small mammals in urban habitats. I. populations in a patchy environment. *Journal of Animal Ecology* 56, 629-640.
- Durant, K. A., Hall, R. W., Cisneros, M. L., Hyland, M. R., Willig, R. M., 2013. Reproductive phenologies of phyllostomid bats in Costa Rica. *Journal of Mammalogy* 6, 1438–1448.
- Domínguez-López, M. E., Ortega-Álvarez, R., 2014. The importance of riparian habitats for avian communities in a highly human-modified Neotropical landscape. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 85, 1217-1227.
- Fenton, M.B., 1997. Science and the conservation of Bats, *Journal of Mammalogy* 78,1-14.
- Foeli, S., 2013. Corredor biológico interurbano del río Torres y corredores biológicos en general. *Revista mensual sobre la actualidad ambiental* 8, 51-55.
- García, E., 1987. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen, Instituto de Geografía UNAM, México. 217 pp.

- Gaztezzi-Arías, P., Alvarado-García, P., Pérez-Gómez, G., 2016. La importancia de los ríos como corredores interurbanos. *Biocenosis* 31, 1-2.
- Happold, D. C. D., Happold, M., 1990. Reproductive strategies of bats from Africa. *Journal of Zoology* 222, 557–583.
- Han-Li, Kalcounis-Rueppell, M., 2018. Separating the effects of water quality and urbanization on temperate insectivorous bats at the landscape scale. *Ecology and Evolution* 46, 1-12.
- IMPLAN, 2019. Población total del Municipio de Morelia por año censal. <https://implanmorelia.org/virtual/poblacion/>
- Jung, M., 2016. LecoS - A python plugin for automated landscape ecology analysis. *Ecological Informatics* 31, 18-21.
- Kalcounis-Rueppell, M.C., Payne, V.H., Huff, S.R., Boyko, A.L., 2007. Effects of wastewater treatment plant effluent on bat foraging ecology in an urban stream system. *Biological Conservation* 138, 120-130.
- Klüg-Baerwald, B.J., Gower, L.E., Lausen C.L., Brigham, R.M., 2017. Environmental correlates and energetics of winter flight by bats in Southern Alberta, Canada. *Canadian Journal of Zoology* 52, 724–733.
- Lesinski, G., Fuszara Elzbieta, Kowalski, M., 2000. Foraging areas and relative density of bats (Chiroptera) in differently human transformed landscapes. *Z. Säugetierkunde* 65, 129-137.
- Linttot, P.R., Barlow, K., Bunnefeld N., Briggs P., Roig C.G., Park K.J., 2015. Differential responses of cryptic bat species to the urban landscape. *Ecology and Evolution* 6, 2044-2052.
- Long, J. S., 1997. Regression models for categorical and limited dependent variables (Vol. 7). *Advanced quantitative techniques in the social sciences*.

- Mathews, F., Roche, N., Aughney, T., Jones, N., Day, J., Baker, J., Langton, S., 2015. Barriers and benefits: implications of artificial night-lighting for the distribution of common bats in Britain and Ireland. *Philosophical Transactions of the Royal Society Biological Sciences*, 370.
- Mello, M. A. R., Menezes-Schittini, G., Selig, P., Godoy-Bergallo, H., 2004. A test of the effects of climate and fruiting of *Piper* species (Piperaceae) on reproductive patterns of the bat *Carollia perspicillata* (Phyllostomidae). *Acta Chiropterologica* 6, 309–318.
- Naidoo, S. Mackey, R.L., Schoeman, M.C., 2011. Foraging ecology of insectivorous bats (Chiroptera) at a polluted and an unpolluted river in an urban landscape, Durban Museum Notivate 33, 21-28.
- Naidoo, S. Vosloo, D., Schoeman, M.C., 2013. Foraging at wastewater treatment works increases the potential for metal accumulation in an urban adapter, the Banana Bat (*Neoromicia nana*). *African Zoology* 48, 39-55.
- Neuweiler, G., 2000. The biology of bats. Oxford University Press, New York, Estados United States.
- Norberg, U.M., 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 London* 316, 335-427.
- Nuebaum, D.J., Wilson, K.R., O'shea, T.J., 2007. Urban maternity-roost selection by Big Brown Bats in Colorado. *The Journal of Wildlife Management* 71, 728-736.
- Ober, H.K., Hayes, P.J., 2008. Influence of forest riparian vegetation on abundance and biomass of flying insects. *Forest Ecology and Management* 256, 1124-1132
- Oneal, A. S., Rotenberry, J. T., 2008. Riparian plant composition in an urbanizing landscape in Southern California, USA. *Landscape Ecology* 23, 553-567.

Pickett, S.T.A., Cadenasso, M.L., Grove, J.M., Nilon, C.H., Pouyat, R.V., Zipperer, W.C., Costanza 2001. Urban ecological systems: linking terrestrial ecological, physical and socioeconomic components of metropolitan areas. *Annual Review of Ecology and Systematics* 32, 127-157.

Pollack Velasquez, L.E., Rodriguez Rodriguez, E. F., Paredes Pizarro, Y., Gutierrez Ramos, J., Mora Castilla, M., 2018. Aves silvestres asociadas a la flora urbana del distrito de Trujillo, región La Libertad, Perú. *Arnaldoa* 25, 241-272.

Prontuario de Información Geográfica Municipal de los Estados Unidos Mexicanos. Morelia, Michoacán de Ocampo 2009. Clave geoestadística 16053.

R Core Team 2016. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>

Racey, P. A., Entwistle A. C., 2000. Life-history and reproductive strategies of bats. In E. G. Crichton & P. H. Krutzsch (Eds.), *Reproductive Biology of Bats*. Tucson: University of Arizona, (pp. 364–400).

Richards, C.G., 1989. Nocturnal Activity of Insectivorous Bats Relative to Temperature and Prey Availability in Tropical Queensland. *Australian Wildlife Res* 16, 151-8.

Rouquette, J. R., M. Dallimer, P. R. Armsworth, K. J. Gaston, L. Maltby, P. H. Warren. 2013. Species turnover and geographic distance in an urban river network. *Diversity and Distributions* 19, 1429–1439.

Salvarina, I., 2016. Bats and aquatic habitats: a review of habitat use and anthropogenic impacts. *Mammal Review* 46, 131-143.

Scanlon, A.T., Petit, S., 2008. Effects of site, time, weather and light on urban bat activity and richness: considerations for survey effort. *Wildlife Research* 35, 821-834.

Schoeman, M.C., 2015. Light pollution at stadiums favors urban exploiter bats. *Animal Conservation* 19, 120-130.

Schnitzler, H.U., Kalko, E.K.V., 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, 557-569.

SMN, 2019. “Normales Climatológicas: Estación 16080 Morelia”, Servicio Meteorológico Nacional, México.

<http://smn.cna.gob.mx/climatologia/Normales5110/NORMAL16080.TXT>.

Snell-Rood, E. C. 2012. The effect of climate on acoustic signals: does atmospheric sound absorption matter for bird song and bat echolocation? *The Journal of the Acoustical Society of America* 131, 1650–1658.

Stone, E.L., Jones, G., Harris S., 2009. Street lighting disturbs commuting bats. *Current Biology* 19, 1123-1127.

Threlfall, C.G., Bradley, L., Penman T., Banks P.B., 2011. Ecological processes in urban landscapes: mechanisms influencing the distribution and activity of insectivorous bats. *Ecography* 34, 814-826.

Threlfall, C.G., Law, B., Banks, P.B., 2013. The urban matrix and artificial light restricts the nightly ranging behaviour of Gould’s long-eared bat (*Nyctophilus gouldi*). *Austral Ecology*, 38, 921-930.

Thomas, D.W., LaVal, R.K., 1988. Survey and census methods. In *Ecological and behavioral methods for the study of bats*. Edited by T.H. Kunz. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C. pp. 77–89.

Tibbels, A.E., Kurta, A., 2003. Bat activity is low in thinned and unthinned stands of red pine. *Canadian Journal Forest Research*, 33, 2436-2442.

Vaughan, N., Jones, G., Harris, S., 1996. Effects of sewage effluent on the activity of bats (Chiroptera: Vespertilionidae) foraging along rivers. *Biological Conservation* 78, 337-343.

Zeale, M.R.K., Stone, E.L., Zeale, E., Browne, W.J. Harris Stephen, Gareth J., 2018.

Experimentally manipulating light spectra reveals the importance of dark corridors for commuting bats. *Global Change Biology* 24, 5909-5918.

Material suplementario

Tabla 1 suplementaria. Valores promedio y error estándar de las variables seleccionadas a través del correlograma (Figura suplementaria 7) que pertenecen a los ríos. (R1) Río urbano 1 y (R2) río urbano 2.

Variable	R1	R2
Iluminación artificial (Lux)	6.11±0.88	19.1±3.01
Vegetación densa a 500 m (%)	5.34±1.22	3.98±0.23
Temperatura (°C)	20.0±0.31	21.5±0.22
Humedad relativa (%)	54.7±1.27	52.1±2.14

Tabla 2. Comparaciones de actividad y forrajeo por hábitats de acuerdo a la prueba de comparación múltiple al criterio de Tukey. R1 representa el río urbano 1, R2 representa el río urbano 2, U1 representa hábitat urbano 1 y U2 representa el hábitat urbano 2. Los nombres con asteriscos (*) representan la comparación para el forrajeo por hábitats de ambos grupos de murciélagos.

Grupo de murciélagos	Hábitat	Estimador	SE±	P
Murciélagos de espacios estrechos	U2-U1	1.28	0.16	< 0.05
Murciélagos de espacios estrechos	R2-U1	6.88	0.13	< 0.05
Murciélagos de espacios estrechos	R1-U1	7.25	0.13	< 0.05
Murciélagos de espacios estrechos	R2-U2	5.60	0.10	< 0.05
Murciélagos de espacios estrechos	R1-U2	5.96	0.10	< 0.05
Murciélagos de espacios estrechos	R1-R2	0.36	0.005	< 0.05
Murciélagos de espacios estrechos*	U2-U1	-2.03	2.73	1.00

Murciélagos de espacios estrechos*	R2-U1	1.71	1.57	1.00
Murciélagos de espacios estrechos*	R1-U1	1.81	1.57	1.00
Murciélagos de espacios estrechos*	R2-U2	1.71	2.23	1.00
Murciélagos de espacios estrechos*	R1-U2	1.81	2.23	1.00
Murciélagos de espacios estrechos*	R1-R2	1.00	5.68	0.23
Murciélagos de espacios abiertos	U2-U1	-1.23	0.03	< 0.05
Murciélagos de espacios abiertos	R2-U1	0.97	0.01	< 0.05
Murciélagos de espacios abiertos	R1-U1	0.59	0.01	< 0.05
Murciélagos de espacios abiertos	R2-U2	2.20	0.03	< 0.05
Murciélagos de espacios abiertos	R1-U2	1.85	0.03	< 0.05
Murciélagos de espacios abiertos	R1-R2	-0.37	0.01	< 0.05
Murciélagos de espacios abiertos*	U2-U1	-2.07	0.72	0.01
Murciélagos de espacios abiertos*	R2-U1	2.61	0.18	<0.05
Murciélagos de espacios abiertos*	R1-U1	1.42	0.19	<0.05
Murciélagos de espacios abiertos*	R2-U2	4.69	0.70	<0.05
Murciélagos de espacios abiertos*	R1-U2	3.50	0.71	<0.05
Murciélagos de espacios abiertos*	R1-R2	-1.18	0.09	<.0.05

Tabla 3. Comparación de actividad y forrajeo por estacionalidad de acuerdo a la comparación múltiple de Tukey. Los nombres con asteriscos representan la comparación para el forrajeo por estacionalidad de ambos grupos de murciélagos.

Grupo de murciélagos	Estacionalidad	Estimador	SE±	P
Murciélagos de espacios estrechos	seca-cálida-lluviosa	1.38	0.007	<0.05
Murciélagos de espacios estrechos	seca-fría-lluviosa	-0.31	0.009	<0.05
Murciélagos de espacios estrechos	seca-fría-seca-cálida	-1.69	0.008	<0.05
Murciélagos de espacios estrechos*	seca-cálida-lluviosa	1.99	0.389	<0.05
Murciélagos de espacios estrechos*	seca-fría-lluviosa	0.53	0.460	0.473
Murciélagos de espacios estrechos*	seca-fría-seca-cálida	-1.46	0.310	<0.05
Murciélagos de espacios abiertos	seca-cálida-lluviosa	1.43	0.027	<0.05
Murciélagos de espacios abiertos	seca-fría-lluviosa	2.75	0.024	<0.05
Murciélagos de espacios abiertos	seca-fría-seca-cálida	1.32	0.014	<0.05
Murciélagos de espacios abiertos*	seca-cálida-lluviosa	2.97	0.602	<0.05
Murciélagos de espacios abiertos*	seca-fría-lluviosa	5.54	0.580	<0.05
Murciélagos de espacios abiertos*	seca-fría-seca-cálida	2.56	0.170	<.0.05

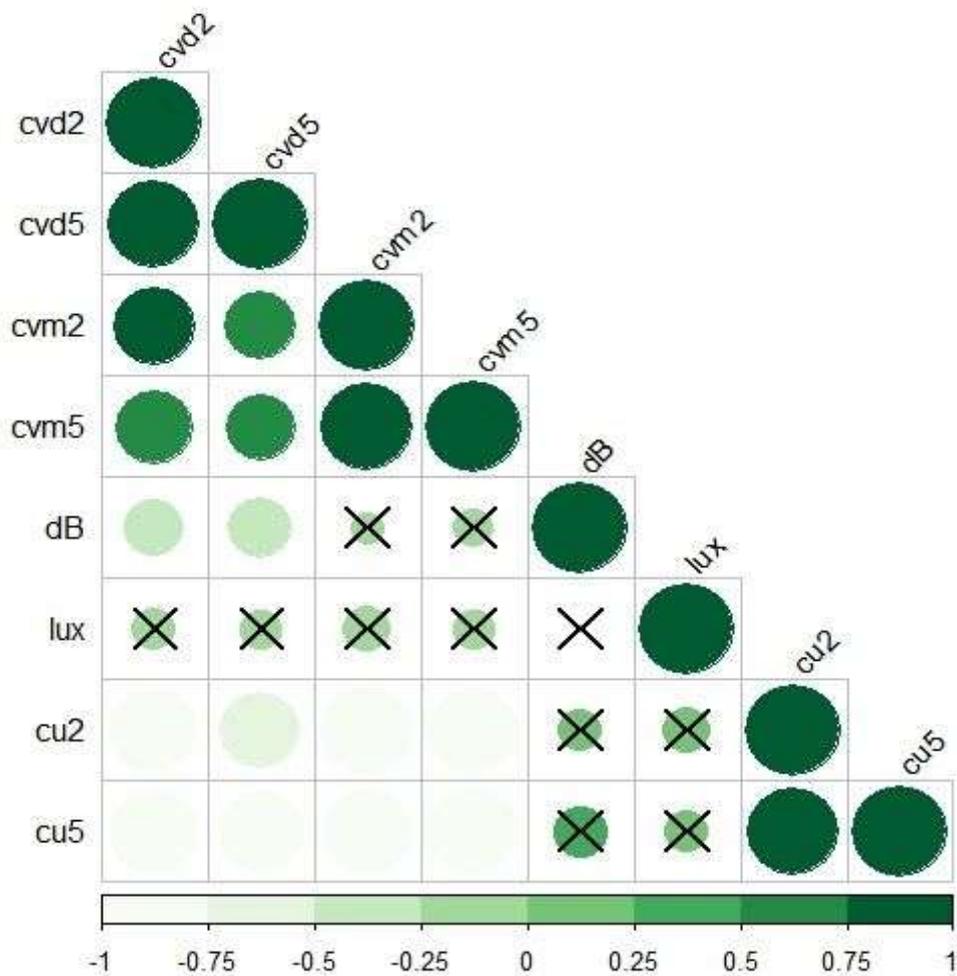


Figura 7 suplementaria. Correlograma de las variables explicativas de la actividad de murciélagos en los ríos urbanos. Este se realizó para ajustar un modelo con el menor número de variables posible. De acuerdo al correlograma la variable dB (ruido) se excluyó, ya que se relaciona negativamente con cvd5 (% vegetación densa a 500 m), y la variable cvd2 (% vegetación densa a 250 m). También se excluyeron las variables cvm2 (% vegetación media a 250 m) y cvm5 (Vegetación media a 500 m) al estar correlacionadas positivamente con cvd5 (% vegetación densa a 500 m) y cvd2 (% vegetación densa a 250 m). Por último las variables cu2 y cu5 (% cubierta urbana a 250 y 500 m) también se excluyen porque se correlacionan negativamente con cvd2, cvd5, cvm2 y cvm 5 (% vegetación densa a 250, vegetación densa a 500 m, vegetación media a 250 y vegetación media a 500 m). La humedad y la temperatura se excluyeron del correlograma, ya que para el modelo se usaron los periodos estacionales donde van incluidas dichas variables. La X señala que las relaciones no son significativas.

Capítulo 3

Reflexiones finales

En términos generales, los cuerpos de agua representan uno de los hábitats de mayor importancia para la fauna silvestre, dado que proporcionan agua potable y alimento (Salvarina, 2016). En el caso de los ríos urbanos, funcionan de manera similar. Por ejemplo, son corredores y sitios de forrajeo para garzas (*Ardea alba*) y las estructuras de concreto que muchas veces se usan para contenerlos, permiten a las poblaciones migratorias de golondrinas (*Hirundo rustica*) ocuparlas como sitios de anidamiento (Botti & Piratelli, 2011; Grande et al., 2015). Por lo tanto, de manera general se considera que los hábitats ribereños y forestales tanto en ambientes urbanos como naturales constituyen un hábitat importante para la conservación de fauna silvestre, debido a la variedad de recursos disponibles y a que estos hábitats pueden ser ocupados por especies de aves y mamíferos vulnerables o en peligro (Russo & Jones, 2003; Salvarina, 2016; Hernández-Sánchez et al., 2019). Por lo tanto, el impacto negativo de la urbanización y actividades antropogénicas sobre la fauna silvestre podría contrarrestarse con el mantenimiento de estos hábitats.

Por otra parte, los ríos urbanos procuran el bienestar social de las ciudades, produciendo seguridad a la sociedad frente a las amenazas naturales, como las inundaciones, efectos de cambio climático y control de escorrentías (Gastezzi-Arias et al., 2016). Por ejemplo, la cobertura forestal presente y adyacente a los ríos urbanos puede reducir los altos valores de temperatura por medio de absorción de la radiación y almacenamiento de calor, dando como resultado un ambiente más fresco y recreativo para las personas (Nowak, 2002; Zhang et al., 2007). Adicionalmente, la remoción de gases contaminantes del aire se da por absorción en los estomas de las hojas de las coberturas forestales, dando como resultado mejor calidad del aire (Nowak, 2002). Estos hábitats deberían de ser considerados hábitats

preferenciales para la recreación de la sociedad, protección de la flora y la fauna, sin embargo las condiciones ambientales actuales de los ríos urbanos se encuentran altamente degradadas y contaminadas por la mala gestión local y falta de conciencia en la sociedad (Polo, 2014; Gastezzi-Arias et al., 2016). El mantenimiento y recuperación de estos hábitats podrían generar oportunidades para el desarrollo sostenible urbano y una mejor calidad de vida para las personas en las ciudades.

Referencias

- Altringham, J.D. (2011). Bat from evolution to conservation. Oxford University Press (pp. 137–165).
- Boonman, M. (2011). Factors determining the use of culverts underneath highways and railway tracks by bats in lowland areas, *Lutra*, 54 (1):3-16.
- Botti, C. B., & Piratelli, A. J. (2011). Avifauna associated to an urban extend of the Sorocaba River, Southeastern Brazil. *Biota Neotropica*, 4, 11-19
- Gastezzi-Airas, P., Alvarado-García, V. & Pérez-Gómez, G. (2016). La importancia de los ríos como corredores interurbanos. *Biocenosis*, 31, 1-12.
- Grande, J.M., Santillán, M.A., Orozco, P.M., Liébana, M.S., Matías Reyes, M., Galmes, M.A. & Ceregheti, J.(2015). Barn swallows keep expanding their breeding range in South America, *Emu*, 115, 256-260.
- Hernández-Sánchez, M., González-García, F., Rojas-Soto, O.R. & MacGregor-Fors, I. (2019). Density and habitat associations of the Altamira Yellowthroat *Geothlypis flavovelata* in Veracruz, Mexico: and endemic vulnerable species, *Bird Conservation International*, 1-10.
- Salvarina, I. (2016). Bats and aquatics habitats: a review of habitats use and anthropogenic impacts, *Mammal Review*, 46, 131-143.

Nowak, D.J. (2002). The Effects of urban trees on air quality. USDA Forest Service, Syracuse, NY.

Polo, M. (2014). Los servicios ecosistémicos de los ríos urbanos y su contribución en la adaptación al cambio climático. *Revista Investigación Ambiental Ciencia y Política Pública*, 6, 46-51.

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

Zhang, Y., Hussain, A., Deng, J. & Letson, N. (2007). Public attitudes toward urban trees and supporting urban tree programs, *Environment and Behaviour*, 797-814.