

Diversidad de murciélagos (Orden Chiroptera-Blumenbach, 1779) en el área suburbana: “Ecoparque del Centenario” Zacatecas

Diversity of bats (Order Chiroptera-Blumenbach, 1779) in the suburban area: "Ecoparque del Centenario" Zacatecas.

Guillermo Martínez Rodríguez¹, Lenin Sanchez Calderón¹ y Melina Del Real Monroy^{1*}.

¹Laboratorio de Genómica Evolutiva, Unidad Académica de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma de Zacatecas

*mdelrealm@uaz.edu.mx

Abstract

Bats are the second most diverse order of mammal species, however, due to their biology, it is difficult to establish sampling and population monitoring protocols, which causes the total species count to be underestimated. Our objective was to characterize the diversity of bat species present in the urban park "Ecoparque Centenario" by monitoring with mist nets. During one year mist nets were placed and specimens were captured. According to the phenological concept of species, field keys were used for bat identification (Medellín et al., 2008), species accumulation curves were elaborated with non-parametric estimators to evaluate the sampling effort and the values of the Shannon, Margalef, Berger-Parker and Simpson inv. diversity indexes were obtained. Nine bat species were identified corresponding to 3 families: Vespertilionidae (7 spp.), Molossidae (1 sp.), and Phyllostomidae (1 sp.). The accumulation curves do not tend to asymptote and the values of ICE (n=12.99) and Chao 2 (n=14.9) suggest that there are approximately 5 more species to be recorded in the study area. The diversity indices presented the following values: Margalef=2.401, Shannon=2.064, Berger-Parker=0.2857 and Gini-Simpson=0.8545, these values suggest that the diversity recorded is moderate.

Key words: accumulation curves, urban diversity, diversity estimators, urban park.

Resumen

Los quirópteros son el segundo orden más diverso en especies de mamíferos, aunque, debido a su biología, resulta complicado establecer protocolos de muestreo y monitoreo de poblaciones, esto provoca que el recuento total de especies pueda subestimarse. Nuestro objetivo fue caracterizar la diversidad de especies de murciélagos presentes en el parque urbano “Ecoparque Centenario” mediante capturas con redes de niebla. Durante un año se colocaron redes de niebla y se capturaron ejemplares. De acuerdo al concepto fenológico de especie se utilizaron claves taxonómicas para identificar especies, se elaboraron curvas de acumulación con estimadores no paramétricos para evaluar el esfuerzo de muestreo y se obtuvieron los valores de los índices de diversidad de Shannon, Margalef, Berger-Parker y Simpson inv. Se registraron 9 especies de murciélagos que corresponden a 3 familias: Vespertilionidae (7 spp.), Molossidae (1 sp.) y Phyllostomidae (1 sp.). Las curvas de acumulación no tienden a la asíntota y los valores de ICE (n=12.99) y Chao 2 (n=14.9) sugieren que hay aproximadamente 5 especies más por registrar en el área de estudio. Los índices de diversidad presentaron los valores siguientes: Margalef=2.401, Shannon=2.064, Berger-Parker=0.2857 y Gini-Simpson =0.8545, estos valores sugieren que la diversidad registrada es moderada.

Palabras clave: curvas de acumulación, diversidad urbana, estimadores de diversidad, parque urbano.

Introducción

La biodiversidad se define como la variedad de las distintas formas de vida en el planeta, incluidas las diferentes especies de plantas, animales, hongos, virus y microorganismos; incluye la variación genética, ecosistémica y el número de especies dentro de un área o bioma (Rawat y Agarwal, 2015). La biodiversidad es una propiedad fundamental de todos los ecosistemas (Halffter & Ezcurra, 1992), resultado de procesos ecológicos y evolutivos, por lo que se encuentra en constante cambio. Este cambio puede ser consecuencia de la interacción de factores bióticos y abióticos presentes en los ambientes, que en conjunto modifican la composición de especies en los ecosistemas (Dirzo & Raven, 2003). En conjunto estos factores moldean la estructura y composición de los ecosistemas, lo que genera patrones de diversidad (Brown, 2014).

Los patrones de diversidad se definen como la distribución regular, no aleatoria de la riqueza o abundancia de especies a lo largo del espacio o tiempo. Estos patrones se pueden observar en diferentes escalas (patrones de diversidad taxonómica, patrones de diversidad espacial, patrones de diversidad temporal y patrones de diversidad funcional). Los distintos tipos de patrones no son excluyentes entre sí, se trata de fenómenos que están relacionados y su origen es resultado de eventos evolutivos/históricos (especiación, extinción, radiación adaptativa, etc.) y/o ecosistémicos (desastres naturales, cambio climático, influencia antropogénica, etc; Villalobos y Rangel, 2014). La creciente expansión de ambientes urbanos asociados a la actividad humana se ha convertido en un factor de cambio en los ecosistemas y, por tanto, de los patrones de diversidad (Solomon 2007). El término "urbano" se refiere a aquellas zonas del centro y área metropolitana de la ciudad, mientras que "suburbano" se refiere aquellas situadas en la periferia. Ambos términos se definen por las características basadas en ambientes donde se incorporan elementos como la densidad de población, organización social/económica y a la transformación del hábitat (Weeks, 2010). Por lo tanto, un área urbana se refiere a espacios geográficos en donde existe actividad humana (infraestructura, superficies impermeables, vegetación introducida, etc.), además, de concentraciones anormales de materia orgánica, agua, energía y polución tanto en aire, agua y suelo (McDonnell & Pickett, 1990). Se ha demostrado que la creciente expansión de ambientes urbanos modifica la composición y dinámica de las especies en la comunidad, que conduce al reclutamiento de nuevas especies, por lo tanto, aunque pueden desaparecer algunas, podrán ser reemplazadas por otras adaptadas a las nuevas características del hábitat (Russo & Ancillotto, 2015).

La respuesta de las especies ante la modificación del hábitat varía de acuerdo a si son generalistas o especialistas (Jung & Threlfall, 2016). Las especies generalistas pueden modificar su dieta y alimentarse de distintos recursos, además de prosperar en una amplia variedad de hábitats y condiciones ambientales. Las especialistas sobreviven sólo en una gama estrecha de condiciones ambientales y tienen una dieta limitada (Futuyma y Moreno, 1988), esto ocasiona que aumente dramáticamente la abundancia de algunos grupos de especies, mientras que gran parte de la comunidad nativa (generalmente especialistas) son desplazadas al no poder competir/adaptarse a las nuevas condiciones abióticas y bióticas del ambiente (Clavel et al., 2011). La correlación es ambivalente de acuerdo con el grupo de organismos al que nos refiramos, ya que se ha observado que la diversidad de especies alcanza su punto máximo en niveles moderados de urbanización, este patrón de diversidad se define como la "hipótesis de perturbación intermedia", que predice cómo la riqueza de especies será mayor en niveles intermedios de perturbación (Connell, 2022). El patrón se ha observado en una variedad de grupos taxonómicos que incluyen, entre otros, a los murciélagos (Duchamp et al., 2004).

Los murciélagos pertenecen al orden Chiroptera, son el segundo grupo más diverso de la clase mammalia y el único grupo capaz de volar. Tienen hábitos nocturnos, han desarrollado un biosonar denominado ecolocalización (Schnitzler & Kalko, 2001; Jones, 2005). Se distribuyen de forma cosmopolita en el planeta y ocupan diversos nichos tróficos. De acuerdo con la dieta, entorno y estrategia para la obtención de los recursos alimenticios, suelen ser agrupados en gremios tróficos, los cuales están relacionados al tipo de alimento, estrato arbóreo en el que forrajea (dosel, superficial, entre el dosel, sobre el dosel) y la estructura del pulso acústico para detectar su alimento (Schnitzler & Kalko, 2001). Los quirópteros han evolucionado en diversos grupos funcionales, con diferente morfología alar y estrategias de forrajeo, lo que podría influir en su distribución en áreas urbanas (Norberg & Rayner, 1987).

Ciertos rasgos, incluidas capacidades competitivas, plasticidad fenotípica, elevada tasa reproductiva y la capacidad de explotar recursos antropogénicos, se han asociado con especies adaptadas a vivir en estos ambientes (McKinney, 2006). Sin embargo, solo algunas especies de murciélagos pueden aprovechar los entornos urbanos, especialmente en las zonas templadas de América del Norte. Aunque el vuelo permite a los murciélagos acceder a sus refugios y áreas de alimentación, incluso en áreas de hábitat no natural (Gehrt & Chelsvig, 2008), la abundancia y diversidad de murciélagos es menor en ambientes perturbados que en hábitats naturales (Moretto & Francis, 2017).

En México, más de la mitad del territorio nacional presenta un tipo de clima seco/semiseco (Zepeda, 2018). Se ha determinado que los ecosistemas semiáridos y áridos son zonas de transición entre diferentes biomas y representan los límites de distribución para algunas especies de murciélagos (Lisón et al., 2020), sin embargo, la mayor parte de

estudios enfocados en caracterizar la diversidad de murciélagos en ambientes urbanos se ha centrado en climas tropicales (Medellín, 1993; Arita, 1993), esto ha provocado que la caracterización de la diversidad en las distintas regiones del país no sea homogénea y la información en paisajes áridos y semiáridos sea dispersa e irregular (Lisón et al., 2020). Este estudio representa el primero en la región centro/norte del país, enfocado en caracterizar la diversidad de quirópteros en un área suburbana con clima semiárido, por lo tanto, nuestro objetivo fue estimar la diversidad de especies de quirópteros y determinar los patrones presentes en la zona suburbana del "Ecoparque Centenario" durante un ciclo anual.

Área de estudio

En la interfase de las regiones biogeográficas Neártica y Neotropical, se sitúa la microcuenca del Arroyo la Plata en donde se ubica el área natural protegida "Ecoparque Centenario" (ECO). El Parque se ubica en las coordenadas 13 Q 0752167 UTM 2521295 (Figura 1), entre los municipios de Zacatecas, la capital del estado, el municipio de Vetagrande y el municipio de Guadalupe. La zona tiene una densidad poblacional media de 331 habitantes por km² (hab/km²; Zacatecas), 262 hab/km² (Guadalupe) y 60.7 hab/km² (Vetagrande). La zona cuenta con servicios básicos por lo que se puede considerar como una zona suburbana (Weeks, 2010). El ECO se encuentra a una altura de 2448 msnm, presenta una precipitación media anual de 400 mm a 450 mm. El clima predominante es seco y semiseco. La temperatura media anual oscila entre los 12 y 18° C por lo que corresponde al tipo de clima BS1kw (García, 2004). La vegetación predominante es pastizal inducido, vegetación rarápica, matorral xerófilo y matorral de *Opuntia spp.* (Rzedowski, 2006). La mayor densidad arbórea está conformada por pirul (*Schinus molle*), mezquite (*Prosopis spp.*) y se encuentra a las orillas del arroyo, el cual tiene origen en la presa de Infante y se extiende medio kilómetro hacia el sur (URSAMEX, 2014).

Diseño de muestreo.

Se seleccionaron 6 puntos de muestreo que fueron alternados de acuerdo con la estación durante un ciclo anual. Los puntos de muestreo se ubicaron a las orillas del riachuelo para aumentar la probabilidad de captura durante la temporada seca, en donde el agua se sitúa solo en algunos puntos del riachuelo. Se colocaron 4 redes de niebla de 2.5 x 6m, alternadas en los 6 puntos del sendero colindante a los cuerpos de agua (Gilley & Kennedy, 2010). Las coordenadas correspondientes se muestran en la tabla 1. El muestreo se realizó durante un año, 5 días cada mes, de abril del 2022 a mayo del 2023. La instalación de las redes de niebla inició 2 horas previas al atardecer y se abrieron después de la puesta de sol. Permanecieron activas de 4 a 5 horas con monitoreos cada 30 (MacSwiney G. et al., 2008). La identificación de ejemplares se realizó de acuerdo con el concepto morfológico de especie mediante el uso de claves de campo para murciélagos de México (Medellín et al., 2008). Una vez capturados se determinaron las características

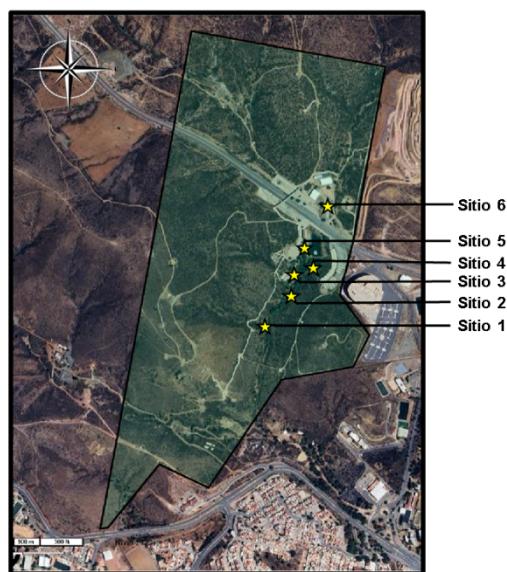


Figura 1. Ubicación geográfica del Ecoparque Centenario y puntos de muestreo donde se colocaron redes de niebla. Autoría propia

diagnósticas para cada uno de los murciélagos y se tomaron fotografías de los ejemplares los cuales fueron liberados una vez terminada la identificación (Preatoni et al., 2005).

Tabla 1. *Coordenadas de los puntos de muestreo.*

Sitios	Coordenadas
Sitio 1 (Puente)	13 Q 0752044 UTM 2521047
Sitio 2 (Charco)	13 Q 0752100 UTM 2521136
Sitio 3 (Mini Presa)	13 Q 0752140 UTM 2521197
Sitio 4 (Acueducto)	13 Q 0752194 UTM 2521231
Sitio 5 (Presa)	13 Q 0752167 UTM 2521295
Sitio 6 (Isla)	13 Q 0752226 UTM 2521445

Análisis estadísticos

Se construyeron matrices de datos de presencia/ausencia de las especies identificadas. Las matrices de datos fueron analizadas con el software Estimates (Colwell, 2009), se obtuvieron estimadores de diversidad y mediante el Software PAST v 4.17 (Hammer y Harper, 2001) se generaron dos curvas de acumulación de especies. La primera con los estimadores no paramétricos basados en incidencia de especies, ICE (Incidence-based Coverage Estimators) y Chao 2 (Lee & Chao, 1994) y la segunda curva de acumulación con los datos totales observados para el número de especies e intervalos de confianza del 95% (Chao et al., 2009).

Mediante el software iNEXT online, se elaboró una curva de rarefacción y extrapolación basada en el tamaño de la muestra con intervalos de confianza al 95%. Este método se basa en los números de Hill, los cuales pueden calcular tres valores distintos dependiendo del orden "q" al que pertenecen. El orden $q=0$, es una medida de la riqueza, no toma en cuenta las abundancias relativas de cada especie. El orden $q=1$, es equivalente al exponente del índice de Shannon. El orden $q=2$, es equivalente al inverso del índice de Simpson. En nuestro caso se utilizaron los valores calculados del orden $q=0$ (Chao et al., 2014). Las curvas de acumulación de especies y rarefacción/extrapolación, se elaboraron para evaluar si el esfuerzo de muestreo fue suficiente, además, qué porcentaje de la diversidad presente en el área se recuperó y cuál sería el esfuerzo de muestreo necesario para alcanzar la asíntota.

Se seleccionaron los índices de diversidad específica de Margalef, el índice de diversidad de Shannon, el índice de diversidad de Gini-Simpson (1-D) y el índice de dominancia de Berger-Parker (Magurran, 2007). El Índice de diversidad específica de Margalef (R) relaciona el número de especies de acuerdo con el número total de individuos o incidencias. Se puede utilizar como una representación general de la diversidad. Este índice no tiene valores fijos, sin embargo, cuenta con referencias de distintos tipos de ecosistemas; valores cercanos o iguales a 0 representan una comunidad con poca diversidad (una sola especie) y valores entre 1 a 5 o mayor a 5, sugieren que existe una diversidad moderada y alta respectivamente (Magurran, 2004).

El índice de Shannon (H') mide la incertidumbre en la identificación aleatoria de una especie en una muestra, no tiene valores fijos, sino que oscilan entre valores cercanos a 0 que sugiere baja diversidad, con una o pocas especies dominantes y por otra parte valores cercanos a $\ln(S)$ el cual es un valor teórico que representa un escenario hipotético de máxima diversidad. Sin embargo, se han propuesto valores de referencia en donde $H' = < 2$ sugiere baja diversidad, $H' = 2$ a 3.5 sugiere diversidad moderada y $H' = > 3.5$ que sugiere diversidad alta (Margalef, 1972).

El índice de diversidad de Gini-Simpson (1-D) mide la probabilidad de que dos individuos tomados al azar pertenezcan a especies diferentes. Los valores oscilan de 0 a 1, en donde 0 equivale a una baja diversidad y es probable que dos individuos seleccionados al azar pertenezcan a la misma especie. Por otra parte 1 se interpreta como alta diversidad, es probable que dos individuos seleccionados al azar pertenezcan a especies diferentes (Moreno & Halffter, 2000).

El índice de dominancia de Berger Parker (D) indica qué tan abundante es la especie más común en relación con el total de individuos de todas las especies presentes, los valores oscilan entre 0 y 1, cuando el valor es cercano a 1, significa que existe dominancia y cuanto más cercano es a 0 significa que no hay una especie dominante en la muestra (Magurran, 2007).

Resultados y discusión

Especies de quirópteros identificadas

Durante el periodo de abril 2022 a mayo 2023 se tuvo un esfuerzo total de muestreo de 59 días, 17,700 horas-red. Se identificaron 37 ejemplares y se registraron 28 presencias que corresponden a 3 familias, 5 géneros y 9 especies. Las familias registradas fueron: Vespertilionidae, Molossidae y Phyllostomidae. Para la familia Vespertilionidae se identificaron 7 especies; *Lasiurus ega* (n=1), *Lasiurus frantzii* (n=1), *Myotis californicus* (n=11), *Myotis yumanensis* (n=10), *Myotis melanorhinus* (n=3), *Myotis volans* (n=3), *Corynorhinus townsendii* (n=6); y para las familias Molossidae



Figura 2. Fotografías de murciélagos capturados en el "Ecoparque Centenario", Zacatecas. Murciélagos capturados con redes de niebla e identificados con claves de identificación en campo (Medellín et al., 2008). *Choeronycteris mexicana* (A), *Myotis californicus* (B), *Myotis volans* (C), *Corynorhinus townsendii* (D), *Lasiurus frantzii* (E), *Lasiurus ega* (F), *Myotis yumanensis* (G), *Myotis melanorhinus* (H), *Tadarida brasiliensis* (I). Fotografías de autoría propia.

y Phyllostomidae se registró solamente 1 especie; *Tadarida brasiliensis* (n=1) y *Choeronycteris mexicana* (n=1) respectivamente, cuyas fotografías se pueden observar en la figura 2.

La familia con mayor número de registros fue la Vespertilionidae (n=35) que engloba al 94.5% de todos los individuos capturados. *Myotis californicus* fue la especie más registrada (11 capturas, 8 incidencias), seguido de *M. yumanensis* (10 capturas, 6 incidencias) y *C. townsendii* (6 capturas, 4 incidencias). Las especies con menor número de capturas corresponden a *L. frantzii*, *T. brasiliensis* y *C. mexicana*, estas especies fueron registradas en solo una ocasión al igual que *L. ega*, el cual no está reportado para la región de acuerdo con Medellín et al., (2008). Aunque Kurta y Lehr (1995) sí lo reportan con distribución en el centro y norte del país. Las 9 especies identificadas en el ECO se distribuyen en las regiones biogeográficas Neártica y Neotropical, así como en la zona de transición. Además, los registros corresponden a especies identificadas en climas semiáridos (MacSwiney González et al., 2020; Ortega et al., 1998; Segura-Trujillo et al., 2016). Estudios previos han determinado que al menos 3 de las 9 especies identificadas en el área, son de hábitos generalistas, y su presencia está correlacionada positivamente con ambientes urbanos y suburbanos (*T. brasiliensis*, *M. yumanensis* y *M. californicus*; Avila-Flores & Fenton, 2005; Aguilar et al., 2013; Dwyer, 2021). Por otra parte, se reportó que la actividad de las especies *C. townsendii*, *M. volans* y *C. mexicana*, es relativamente baja a niveles elevados de urbanización (Cryan y Bogan, 2003; Dwyer, 2021). Las especies del género *Lasiurus* (*L. frantzii* y *L. ega*) son tolerantes a niveles intermedios de urbanización, pero dadas las características de los sitios de forrajeo y refugio, suelen evadir este tipo de ambientes (Aguilar et al., 2013).

Curvas de acumulación de especies

Se elaboraron 3 gráficas distintas, la figura 3 muestra el número total de especies observadas (n=9) con intervalos de confianza al 95% (Intervalo de confianza superior= 12.7 e Intervalo de confianza inferior= 5.3). De acuerdo con la asíntota de la curva, podemos deducir que el esfuerzo de muestreo fue insatisfactorio y las 9 especies identificadas representan el 70.86% de la diversidad total (Intervalo superior=12.7=100%). La segunda curva de acumulación (Figura 4), presenta el número total de especies observadas (n=9) y los estimadores de diversidad ICE (color naranja, n=12.9) y Chao 2 (color azul, n=14.9). De acuerdo a los valores de ICE y Chao 2, las 9 especies registradas corresponden al 69.28% y 60.40% de la riqueza en el área de estudio respectivamente. Las gráficas no tienden a la asíntota y se sugiere que es necesario invertir más esfuerzo de muestreo. El uso de redes de niebla ha demostrado ser efectivo para estimar la diversidad de especies de murciélagos frugívoros, nectarívoros, hematófagos y algunos insectívoros filostómidos (Kunz y Kurta, 1988), sin embargo, es relativamente ineficiente en el caso de familias cuyo gremio trófico se cataloga como insectívoros aéreos (Emballonuridae, Molossidae y Vespertilionidae). Por lo tanto, los insectívoros aéreos tienden a estar subrepresentados en la mayoría de los estudios que usan redes de niebla como método de muestreo (MacSwiney G. et al., 2008). Aunque se duplicará el esfuerzo de muestreo la curva no tiende a la asíntota, por lo que se sugiere considerar la combinación de métodos accesorios (ej. monitoreo acústico) para disminuir la posibilidad de subestimar la diversidad en el área.

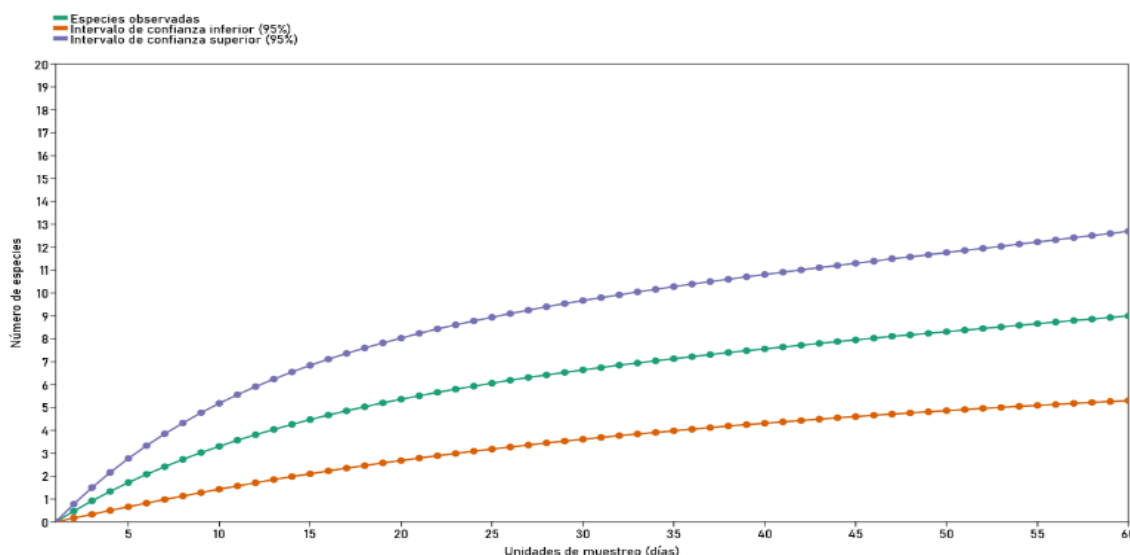


Figura 3. Curva de acumulación de especies con datos totales de especies identificadas en el "Ecoparque centenario" Zacatecas con intervalos de confianza al 95%. Especies observadas (color verde, n=9), intervalos de confianza inferior (color naranja, n=5.3), intervalos de confianza superior (color azul, n=12.7).

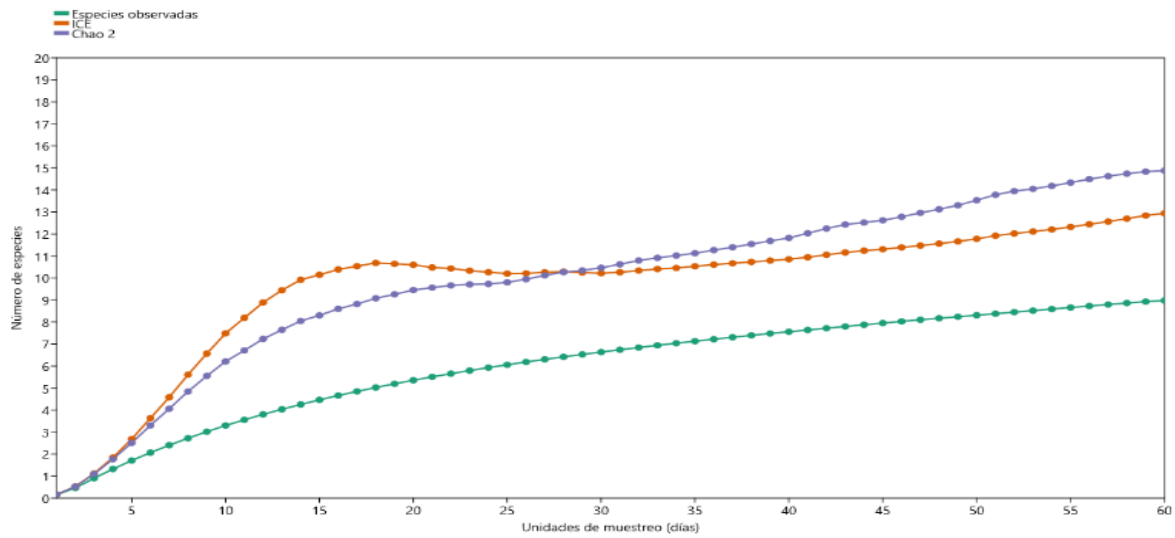


Figura 4. Curva de acumulación de especies y estimadores de diversidad. Especies observadas (verde; $n=9$). Estimadores de diversidad no paramétricos: ICE (naranja; $n=12.99$) y Chao 2 (azul; $n=14.9$).

La curva de rarefacción/extrapolación (Figura 5), muestra en el eje de las X las unidades de muestreo (días) con rarefacción ($n=59$) y con extrapolación ($n=118$). Los valores calculados de rarefacción e intervalos de confianza al 95% fueron de $n=14.99$ especies estimadas y 9 especies observadas. Los valores con extrapolación e intervalos de confianza al 95% fueron de $n=19.98$ especies estimadas y 11.89 especies "observadas". Estos valores indican que sin extrapolación se recuperó el 60% de las especies y con extrapolación se habría recuperado el 59.5% de la diversidad en el área. Los resultados indican que, aunque se duplicara el esfuerzo de muestreo, el porcentaje de especies registradas no fue satisfactorio, ya que como lo indican Moreno y Halffter (2000) para considerar que el esfuerzo de muestreo fue satisfactorio en los inventarios de murciélagos, se debe registrar mínimamente el 90% del número de especies presentes en el área.

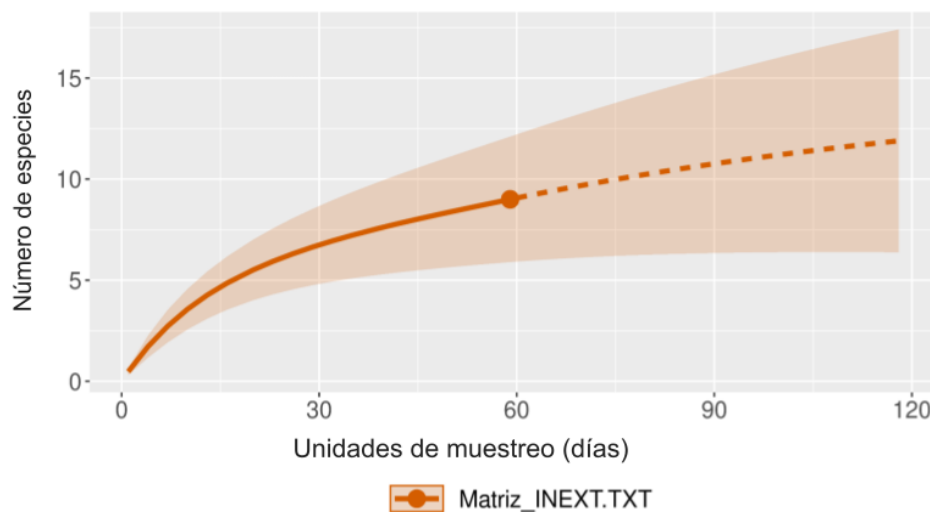


Figura 5. Curva de rarefacción/extrapolación basada en el tamaño de la muestra. Silueta naranja= intervalo de confianza superior 95% extrapolado= 19.98. Intervalo de confianza superior sin extrapolación= 14.99. Línea sólida= datos observados ($Y=9$ spp., $X=59$ días). Línea punteada= datos extrapolados ($Y=11.89$ spp., $X=118$ días).

Índices de diversidad

Los valores calculados para los índices fueron: índice de Shannon ($H' = 2.064$), índice de Margalef ($R = 2.401$), índice de Berger-Parker ($D = 0.2857$) e índice de Gini-Simpson (0.8545). El valor calculado de H' indica que la diversidad en el parque es moderada, al igual que los valores calculados para el índice de Margalef. Los valores de los índices comparados con otro tipo de ambientes son congruentes, por ejemplo, Lima et al (2017) evaluaron la diversidad de especies de murciélagos en la savannah brasileña, con vegetación de tipo bosque de galería, bosque semi-caducifolio, bosque mesófilo y cobertura arbórea escasa (Marinho-Filho, 1996); obtuvieron un valor de $H' = 2.37$ y argumentan que puede deberse a que la mayor parte de ejemplares capturados corresponden a 2 especies (*Carollia perspicillata*, *Glossophaga soricina*), el valor del índice de Shannon podría estar subestimado, ya que el uso de solo un método de identificación, en su caso claves taxonómicas y capturas con redes de niebla, podría no ser lo suficientemente efectivo para capturar especies que forrajea sobre el dosel de la vegetación o a alturas considerables.

El valor calculado del índice de Gini-Simpson es de $1-D = 0.8545$, mientras que el valor del índice de dominancia de Berger-Parker es de $D = 0.2857$. Estos valores en conjunto sugieren que no existe dominancia en el área estudiada, tomando como referencia el índice de Berger-Parker, que es sensible a la especie con mayor número de incidencias en la muestra, en este sentido la especie más representativa corresponde a *M. californicus* que agrupó el 28.57% del total de presencias ($8/28 \times 100$). El valor del índice Gini-Simpson sugiere que existe una alta probabilidad de que, en una muestra, 2 especies seleccionadas al azar correspondan a especies diferentes (Magurran, 2007). En conjunto los valores de los índices se pueden usar para reconocer algún patrón de diversidad en el área de estudio. Se ha demostrado que el índice de Shannon podría explicar qué tan equitativa es la distribución de especies y si pudiese existir dominancia. Por su parte, el índice de Margalef es un índice que puede usarse junto con índices sensibles a la uniformidad o cambios en las especies dominantes, como el índice de dominancia de Berger-Parker y el índice de diversidad de Gini-Simpson (Berger y Parker, 1970).

Conclusiones

La caracterización de la diversidad de murciélagos en el ecoparque determinó que se distribuyen 9 especies pertenecientes a 5 géneros y 3 familias. Las especies identificadas corresponden con la diversidad registrada para ambientes semiáridos y áreas suburbanas. Los análisis estadísticos indican que el esfuerzo de muestreo fue insuficiente y solo se registró el 70.86% de la diversidad.

Se identificó la especie *L. ega*, por lo que habría que considerar ampliar el rango de distribución reportado anteriormente, además el estudio sustenta la hipótesis de la perturbación intermedia. Se sugiere aumentar este tipo de análisis en regiones semi-áridas urbanizadas, con fin de determinar los efectos de las actividades humanas en la distribución de las especies.

Agradecimientos

Agradecemos a la secretaría de agua y medioambiente del estado de Zacatecas (SAMA), por proporcionarnos los permisos necesario para acceder al Ecoparque centenario y realizar esta investigación. Gracias al consejo Zacatecano de Ciencia y Tecnología (COZCYT) por proveernos del apoyo económico para presentar los resultados preliminares de este trabajo en diversos foros científicos.

Referencias

- Aguilar, G. R., Maestro, G., Hernández, V., & Horváth, A. (2013). Efecto de la urbanización sobre el ensamble de murciélagos insectívoros aéreos en Los Altos de Chiapas, México (Doctoral dissertation, El Colegio de la Frontera Sur). Recuperado de: https://ecosur.repositorioinstitucional.mx/jspui/bitstream/1017/1620/1/100000031308_documento.pdf
- Arita, H. T. (1993). Conservation Biology of the Cave Bats of Mexico. *Journal of Mammalogy*, 74(3), 693-702. <https://doi.org/10.2307/1382291>
- 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. <https://doi.org/10.1644/04-MAMM-A-085R1.1>

- Brown, J. H. (2014). Why are there so many species in the tropics? *Journal of Biogeography*, 41(1), 8-22. <https://doi.org/10.1111/jbi.12228>
- Chao, A., Chiu, C.-H., & Jost, L. (2014). Unifying Species Diversity, Phylogenetic Diversity, Functional Diversity, and Related Similarity and Differentiation Measures Through Hill Numbers. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 45(1), 297-324. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-120213-091540>
- Chao, A., Colwell, R. K., Lin, C.-W., & Gotelli, N. J. (2009). Sufficient sampling for asymptotic minimum species richness estimators. *Ecology*, 90(4), 1125-1133. <https://doi.org/10.1890/07-2147.1>
- Clavel, J., Julliard, R., & Devictor, V. (2011). Worldwide decline of specialist species: Toward a global functional homogenization? *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9(4), 222-228. <https://doi.org/10.1890/080216>
- Colwell, R. K. (2009). EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 8.2. User's Guide and application. Recuperado de: <http://purl.oclc.org/estimates>
- Connell, J. H. (2022). Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs. En T. E. Miller & J. Travis (Eds.), *Foundations of Ecology II: Classic Papers with Commentaries* (pp. 114-122). University of Chicago Press. <https://doi.org/10.7208/chicago/9780226125534-007>
- Cryan, P. M., & Bogan, M. A. (2003). Recurrence of Mexican long-tongued bats (*Choeronycteris mexicana*) at historical sites in Arizona and New Mexico. *Western North American Naturalist*, 314-319. Recuperado de: <https://www.jstor.org/stable/41717299>
- Dirzo, R., & Raven, P. H. (2003). Global State of Biodiversity and Loss. *Annual Review of Environment and Resources*, 28(1), 137-167. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.28.050302.105532>
- Duchamp, J. E., Sparks, D. W., & Whitaker, Jr., J. O. (2004). Foraging-habitat selection by bats at an urban-rural interface: Comparison between a successful and a less successful species. *Canadian Journal of Zoology*, 82(7), 1157-1164. <https://doi.org/10.1139/z04-095>
- Dwyer, J. (2021). Relative Habitat Use, Occupancy, and Species Richness of Bats Across the Gradient of Urbanization in an Arid Region. Recuperado de: <https://keep.lib.asu.edu/items/168412>
- Lima, C. S., Varzinczak, L. H., & Passos, F. C. (2017). Richness, diversity and abundance of bats from a savanna landscape in central Brazil. *Mammalia*, 81(1). doi:10.1515/mammalia-2015-0106
- Marinho-Filho, J. (1996). Distribution of bat diversity in the southern and southeastern Brazilian Atlantic Forest. *Chiroptera Neotropical*, 51-54. Recuperado de: <https://pesquisa.bvsalud.org/portal/resource/pt/vti-379191?lang=es>
- Medellín, R. A. (1993). Estructura y diversidad de una comunidad de murciélagos en el trópico húmedo mexicano. *Avances en el estudio de los mamíferos de México*, 1, 333-354. Recuperado de: https://www.researchgate.net/profile/Rodrigo-Medellin-3/publication/279181271_Estructura_y_diversidad_de_una_comunidad_de_murcielagos_en_el_tropico_humedo_Mexicano/links/558c996a08aee43bf6ae373a/Estructura-y-diversidad-de-una-comunidad-de-murcielagos-en-el-tropico-humedo-Mexicano.pdf
- Moreno, C. E. (2000). Métodos para medir la biodiversidad. Volumen 1. Manuales y tesis SEA. Recuperado de: https://www.academia.edu/download/31917801/Moreno__2.._1_.pdf
- Futuyma, D. J., & Moreno, G. (1988). The Evolution of Ecological Specialization. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 19, 207-233. Recuperado de: <http://www.jstor.org/stable/2097153>
- García, E. (2004). Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. Universidad Nacional Autónoma de México. Recuperado de: <http://www.publicaciones.igg.unam.mx/index.php/ig/catalog/view/83/82/251-1>
- Gehrt, S. D., & Chelsvig, J. E. (2008). Bat Activity in an Urban Landscape: Patterns at the Landscape and Microhabitat Scale. En J. M. Marzluff, E. Shulenberg, W. Endlicher, M. Alberti, G. Bradley, C. Ryan, U. Simon, & C. ZumBrunnen (Eds.), *Urban Ecology* (pp. 437-453). Springer US. https://doi.org/10.1007/978-0-387-73412-5_29
- Gilley, L. M., & Kennedy, M. L. (2010). A Test of Mist-Net Configurations in Capturing Bats Over Stream Corridors. *Acta Chiropterologica*, 12(2), 363-369. <https://doi.org/10.3161/150811010X537954>
- Halffter, G., & Ezcurra, E. (1992). La diversidad biológica de Iberoamérica (Vol. 1). CYTED-D, Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo, Instituto de Ecología, AC, Secretaría de

- Desarrollo Social. Recuperado de: https://www.researchgate.net/profile/Thomas-Walschburger/publication/304353972_Unidades_biogeograficas_de_Colombia/links/628530c5b46a3a66a7fd07c5/Unidades-biogeograficas-de-Colombia.pdf
- Hammer, Ø., & Harper, D. A. (2001). Past: paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia electronica*, 4(1), 1. Recuperado de: https://doc.rero.ch/record/15326/files/PAL_E2660.pdf
- Jones, G. (2005). Echolocation. *Current Biology*, 15(13), R484-R488. doi:10.1016/j.cub.2005.06.051
- Jung, K., & Threlfall, C. G. (2016). Urbanisation and Its Effects on Bats—A Global Meta-Analysis. En C. C. Voigt & T. Kingston (Eds.), *Bats in the Anthropocene: Conservation of Bats in a Changing World* (pp. 13-33). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-25220-9_2
- Kunz, T. H. & Kurta, A. (1988). Capture methods and holding devices. In *Ecological and behavioral methods for the study of bats*: 1±29. Kunz, T. H. (Ed.). Washington DC: Smithsonian Institution Press. Recuperado de: https://www.researchgate.net/publication/313723124_Capture_methods_and_holding_devices
- Kurta, A., & Lehr, G. C. (1995). *Lasiurus ega*. *Mammalian Species*, (515), 1-7. Recuperado de: <https://academic.oup.com/mspecies/article-pdf/doi/10.2307/3504278/8070416/515-1.pdf>
- Lee, S.-M., & Chao, A. (1994). Estimating Population Size Via Sample Coverage for Closed Capture-Recapture Models. *Biometrics*, 50(1), 88. <https://doi.org/10.2307/2533199>
- Lisón, F., Jiménez-Franco, M. V., Altamirano, A., Haz, Á., Calvo, J. F., & Jones, G. (2020). Bat ecology and conservation in semi-arid and arid landscapes: A global systematic review. *Mammal Review*, 50(1), 52-67. <https://doi.org/10.1111/mam.12175>
- MacSwiney G., M. C., Clarke, F. M., & Racey, P. A. (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(5), 1364-1371. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01531.x>
- MacSwiney González, M. C., Ávila-Flores, R., & Pech Canché, J. M. (2020). Richness and activity of arthropodophagous bats in an arid landscape of central México. *Therya*, 11(1), 23-31. <https://doi.org/10.12933/therya-20-900>
- Magurran, A. G. (2004) *Measuring Biological Diversity*. Oxford: Blackwell. Recuperado de: https://books.google.com.mx/books?hl=es&lr=&id=CxRSEAAQBAJ&oi=fnd&pg=PR7&ots=sOW0JYVwIP&sig=n0k6xaR8MDdwVTL_hjMjtMYwlf0&redir_esc=y#v=onepage&q&f=false
- Magurran, A. E. (2007). Species abundance distributions over time. *Ecology Letters*, 10(5), 347-354. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01024.x>
- Margalef, R. (1972). Interpretaciones no estrictamente estadísticas de la representación de entidades biológicas en un espacio multifactorial. Recuperado de: <https://digital.csic.es/handle/10261/164639>
- Medellín, R., Arita, H. & Sanchez, Oscar. (2008). Identificación de los murciélagos de México. Clave de campo. Segunda Edición. Instituto de Ecología. Universidad Nacional Autónoma de México.
- McDonnell, M. J., & Pickett, S. T. A. (1990). Ecosystem Structure and Function along Urban-Rural Gradients: An Unexploited Opportunity for Ecology. *Ecology*, 71(4), 1232-1237. <https://doi.org/10.2307/1938259>
- McKinney, M. L. (2006). Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation*, 127(3), 247-260. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.09.005>
- Moreno, C. E., & Halffter, G. (2000). Assessing the completeness of bat biodiversity inventories using species accumulation curves. *Journal of Applied Ecology*, 37(1), 149-158. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2000.00483.x>
- Moretto, L., & Francis, C. M. (2017). What factors limit bat abundance and diversity in temperate, North American urban environments? *Journal of Urban Ecology*, 3(1). <https://doi.org/10.1093/jue/jux016>
- 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 of London. B, Biological Sciences*, 316(1179), 335-427. <https://doi.org/10.1098/rstb.1987.0030>
- Ortega, J., Arita, H. T., & Arita, H. T. (1998). Neotropical-Nearctic Limits in Middle America as Determined by Distributions of Bats. *Journal of Mammalogy*, 79(3), 772. <https://doi.org/10.2307/1383088>



- Preatoni, D. G., Nodari, M., Chirichella, R., Tosi, G., Wauters, L. A., & Martinoli, A. (2005). IDENTIFYING BATS FROM TIME-EXPANDED RECORDINGS OF SEARCH CALLS: COMPARING CLASSIFICATION METHODS. *Journal of Wildlife Management*, 69(4), 1601-1614. [https://doi.org/10.2193/0022-541X\(2005\)69\[1601:IBFTRO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2193/0022-541X(2005)69[1601:IBFTRO]2.0.CO;2)
- Rawat, U. S., & Agarwal, N. K. (2015). Biodiversity: Concept, threats and conservation. *Environment Conservation Journal*, 16(3), 19-28. <https://doi.org/10.36953/ECJ.2015.16303>
- Russo, D., & Ancillotto, L. (2015). Sensitivity of bats to urbanization: A review. *Mammalian Biology*, 80(3), 205-212. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2014.10.003>
- Rzedowski, J. (2006). Vegetación de México. 1ª Edición digital, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México. Recuperado de: https://www.biodiversidad.gob.mx/publicaciones/librosDig/pdf/VegetacionMx_Cont.pdf
- Schnitzler, H.-U., & Kalko, E. K. V. (2001). Echolocation by Insect-Eating Bats. *BioScience*, 51(7), 557. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2001\)051\[0557:EBIEB\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0557:EBIEB]2.0.CO;2)
- Segura-Trujillo, C. A., Lidicker, W. Z., & Álvarez-Castañeda, S. T. (2016). New perspectives on trophic guilds of arthropodivorous bats in North and Central America. *Journal of Mammalogy*, 97(2), 644-654. <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyv212>
- Solomon, S. (Ed.). (2007). Climate change 2007-the physical science basis: Working group I contribution to the fourth assessment report of the IPCC (Vol. 4). Cambridge university press. Recuperado de: <https://www.ipcc.ch/report/ar4/wg1/>
- URSAMEX . (2014). "CONSTRUCCIÓN DEL GRAN PARQUE ECOLÓGICO, CENTENARIO DE LA TOMA DE ZACATECAS.". Recuperado de: <http://sinat.semarnat.gob.mx/dgiraDocs/documentos/CUSF/09MA00381114.pdf>
- Villalobos, F., & Rangel, T. F. (2014). Geographic patterns of biodiversity. *Frontiers in ecology, evolution and complexity*. Mexico City, Coplt-arXives, 1-11. Recuperado de: https://www.researchgate.net/profile/Octavio-Miramontes/publication/263852243_Frontiers_in_Ecology_Evolution_and_Complexity/links/0046353c1ed2beb07e000000/Frontiers-in-Ecology-Evolution-and-Complexity.pdf#page=19
- Weeks, J. R. (2010). Defining Urban Areas. En T. Rashed & C. Jürgens (Eds.), *Remote Sensing of Urban and Suburban Areas* (Vol. 10, pp. 33-45). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-4385-7_3
- Zepeda, R. V. (2018). Las regiones climáticas de México. Recuperado de: <http://www.publicaciones.igg.unam.mx/index.php/ig/catalog/book/42>