

HERPETOFAUNA EN UN PAISAJE RURAL DE LA SIERRA MADRE ORIENTAL, SAN LUIS POTOSÍ, MÉXICO

HERPETOFAUNA IN A RURAL LANDSCAPE OF THE SIERRA MADRE ORIENTAL, SAN LUIS POTOSI, MEXICO

JAIME COLÍN-MARTÍNEZ¹ & RUBÉN PINEDA-LÓPEZ^{1*}

¹Laboratorio de Zoología, Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Autónoma de Querétaro, Avenida de las Ciencias S/N Juriquilla Delegación Santa Rosa Jáuregui. Querétaro, México. C.P. 76230.

*Correspondence: rpineda62@hotmail.com

Received: 2021-11-30. **Accepted:** 2023-03-23. **Published:** 2023-05-24.

Editor: Nancy Mejía Domínguez, México.

Abstract. – The conservation of the rich Mexican herpetofauna is strongly threatened by anthropization. This has caused alteration in more than half of the country, necessitating an evaluation of the herpetofauna in anthropized environments. This work evaluated the richness and composition of the herpetofauna in differently altered environments of a rural landscape of the Sierra Madre Oriental in San Luis Potosí, Mexico. The hypotheses proposed were that the submontane scrub as a more natural environment would present a greater richness than anthropized environments (urban and agricultural), and that the composition of species would be different between these environments. The sampling design was stratified by habitat, which each contained seven plots were sampled four times during the rainy season of 2015. The completeness of the sampling was calculated, and the richness, diversity and composition were compared. Twelve species were registered during the study, five of which have conservation status or are endemic to Mexico. The environment with highest richness was the submontane scrub, which also contained all the species of conservation concern or endemic to Mexico. The urban environment presented fewer reptile species, but more amphibians, possibly due to the presence of a waterbody. The agricultural environment presented fewer species and individuals. The composition of species was different between environments, although there were important differences between the plots of each environment. These results support the original hypotheses and indicate the need to focus management actions mainly around wetlands and waterbodies, as well as agroecosystems.

Keywords. – Amphibians, reptiles, urban fauna, crops, anthropization, beta diversity.

Resumen. – La conservación de la importante riqueza herpetofaunística de México está fuertemente amenazada por la antropización, que ha causado alteración en más de la mitad del país, por lo que la herpetofauna debe ser evaluada en ambientes antropizados. Este trabajo evaluó la riqueza y composición de la herpetofauna en tres ambientes con diferentes niveles de alteración de un paisaje rural de la Sierra Madre Oriental en San Luis Potosí, México. Las hipótesis planteadas fueron que el matorral submontano como ambiente conservado presentaría mayor riqueza de especies que los ambientes antropizados (agrícola y urbano con un cuerpo de agua), y que la composición de especies es diferente entre dichos ambientes. El diseño de muestreo fue estratificado por ambiente, en cada uno fueron muestreadas siete parcelas en cuatro ocasiones durante temporada de lluvia del 2015. La completitud del muestreo fue calculada, y la riqueza, diversidad y composición de especies fueron comparadas. Durante el estudio fueron registradas 12 especies, cinco de ellas con estatus de conservación o endémicas a México. El ambiente con mayor riqueza fue el matorral submontano, que además presentó todas las especies con estatus de conservación y endémicas. El ambiente urbano presentó menos especies de reptiles, pero más de anfibios, posiblemente debido a la presencia de un cuerpo de agua. El ambiente agrícola presentó menos especies e individuos. La composición de especies fue diferente entre ambientes, si bien hay importantes diferencias entre las parcelas de cada ambiente. Es importante realizar acciones de manejo principalmente alrededor del cuerpo de agua y en la zona de cultivos.

Palabras clave. – Anfibios, reptiles, fauna urbana, cultivos, antropización, diversidad beta.



INTRODUCCIÓN

México es considerado uno de los países megadiversos del mundo, que en conjunto contienen del 65 a 70% de la riqueza mundial de especies (Mittermeier et al., 1997; Sarukhán et al., 2009). Ocupa el segundo lugar en diversidad de reptiles y el quinto lugar en el mundo en diversidad de anfibios (Uest et al., 2023; Frost, 2023), con 972 especies nativas de reptiles de las cuales el 60.1% son endémicas, y con 423 especies nativas de anfibios con un endemismo del 69.3% (Balderas-Valdivia, 2023). De las cifras totales, un 46% de los los anfibios y un 45.8% de los reptiles se encuentran en alguna categoría de amenaza de acuerdo a la norma oficial mexicana (SEMARNAT, 2019), y alrededor del 80% de los anfibios y reptiles endémicos de México están amenazados (Johnson et al., 2017). Estos amplios porcentajes de especies en amenaza están ligados principalmente a la antropización (Wilson et al., 2013b; Johnson et al., 2017), que se define como el grado de modificación de un ecosistema original por efectos causados por actividades humanas (Martínez-Dueñas, 2010).

Un alto porcentaje de los ecosistemas del país han sido transformados por el ser humano: 22% presenta vegetación secundaria y un 28% son zonas agrícolas, pastizales para el ganado o zonas urbanas, lo que suma al menos un 50% del territorio sin cobertura vegetal original (Challenger & Soberón, 2008; Martínez-Meyer et al., 2014). Esto representa un impacto importante para la fauna, ya que la antropización generalmente fragmenta y reduce el hábitat de los animales al provocar cambios de temperatura, humedad, y disposición de alimento, refugio y lugares para la reproducción (Cushman, 2006; Gardner et al., 2007), que son factores que reducen la heterogeneidad de microhábitats en los ambientes antropizados, lo que puede afectar negativamente a anfibios y reptiles (Ramírez-Bautista et al., 2014; French et al., 2018; Boissinot et al., 2019), especialmente en ambientes con un impacto antrópico extenso como en zonas altamente urbanizadas y agrícolas con monocultivos, donde se ha reportado una reducción en la riqueza de especies de estos grupos y de otros vertebrados (McKinney, 2002; Michael et al., 2018; Hansen et al., 2019).

Para conservar la biodiversidad mexicana se ha creado en México un sistema de Áreas Naturales Protegidas, las cuales contienen tanto ambientes conservados como antropizados. Sin embargo, un importante número de especies de reptiles y de anfibios no están representados en dicho sistema (Ochoa-Ochoa et al., 2009; Cruz-Elizalde et al., 2018). Por todo lo anterior es importante implementar acciones de conservación en ecosistemas antropizados, donde están presentes muchas de las especies amenazadas (Meza-Parral y Pineda, 2015; Domínguez-

Vega et al., 2019; Lara-Tuñiño et al., 2019). Sin embargo, pocos estudios han sido generados en relación a la diversidad de anfibios y reptiles en agroecosistemas y zonas urbanas de México (Domínguez-Vega et al., 2019; Leyte-Manrique et al., 2022), y en general estos grupos están pobremente estudiados en zonas fragmentadas en el trópico y en zonas en desarrollo a nivel mundial, donde hay mayor deforestación y más especies amenazadas (Brum et al., 2022; Tan et al., 2023).

Ante este panorama, el objetivo del presente trabajo fue evaluar y comparar la riqueza y composición de especies de la herpetofauna en tres diferentes ambientes: urbano, cultivos y matorral submontano, en un paisaje rural de la Sierra Madre Oriental. Las hipótesis planteadas son: 1) los ambientes de cultivo y urbano, al presentar mayor antropización, tienen una riqueza de especies menor que el matorral submontano mayormente conservado, y 2) la composición de especies es diferente entre ambientes.

MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se realizó en la comunidad de El Tepozán, que se encuentra ubicada en el municipio de Cerritos en el estado de San Luis Potosí (22° 23' 70" N, 100° 20' 57.17" O), a una altitud media de 1,240 m s.n.m. dentro de la Sierra Madre Oriental (Fig. 1). Presenta clima semiseco-semicálido, temperatura media anual entre 16 - 22 °C y una precipitación anual entre 300 - 700 mm. Su suelo tiene base en rocas sedimentarias y mantiene una vegetación en los alrededores de matorral submontano (INEGI, 2009). Mantiene una población de 315 habitantes (INEGI, 2010). Los ambientes que se consideraron en este estudio fueron: matorral submontano relativamente conservado, y el urbano y los cultivos que están ampliamente antropizados, como se describe a continuación.

Matorral submontano (matorral de aquí en adelante): Se encuentra relativamente conservado. El área muestreada se ubica al oeste de la comunidad (alrededor de 22° 23' 23.76" N, 100° 21' 10.19" O), a una altitud que va de 1255 a 1280 m s.n.m. y con una pendiente entre 5.4 y 6.7 %. Presenta árboles como palo vidrioso (*Neopringlea integrifolia*), huacalillo (*Acacia berlandieri*), mezquite (*Prosopis* sp.), matorral (*Eysenhardtia polystachya*), arrastradilla (*Opuntia* sp.), cualzorra (*Karwinskia humboldtiana*), ocotillo (*Gochnatia hypoleuca*), barreta (*Helietta parvifolia*), y huizache (*Acacia* spp.; datos propios).

El uso de suelo que ha tenido este lugar es la extracción de madera para leña y elaboración de sillas, actividad que se realiza

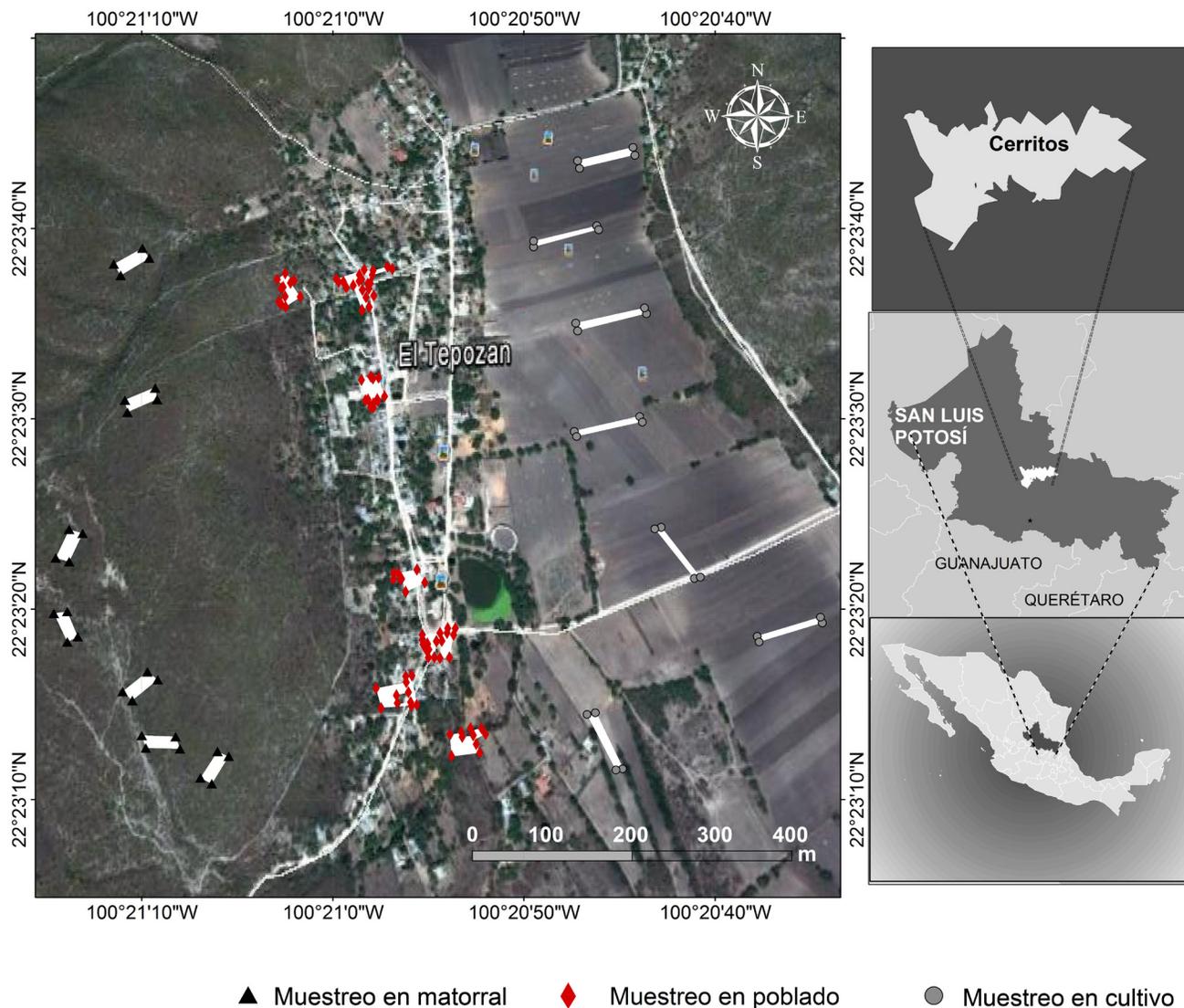


Figure 1. Location of the municipality of Cerritos and of the sampled plots in the town of El Tepozán (Google Earth, 2017).

Figura 1. Ubicación del municipio de Cerritos y de las parcelas de muestreo en la localidad de El Tepozán (Google Earth, 2017).

desde hace aproximadamente 200 años, pero desde hace 40 años ha disminuido considerablemente, al igual que la ganadería extensiva (Alvarado *com. pers.*).

Zona urbana: Corresponde al poblado de El Tepozán (0.42 km² y altitud de 1,215 - 1,240 m s.n.m.). Las huertas de las casas tienen especies vegetales del matorral y árboles frutales y de ornato, como ficus (*Ficus benjamina*), naranja (*Citrus × sinensis*), limón (*Citrus aurantifolia*), calabaza (*Cucurbita maxima*), durazno (*Prunus persica*), membrillo (*Cydonia oblonga*), laurel de la India (*Ficus macrocarpa*), begonias (*Begonia × erythrophylla*), rosales (*Rosa chinensis*), nogales (*Juglans regia*), jacarandas (*Jacaranda*

mimosifolia), bugambilias (*Bougainvillea glabra*), guayaba (*Psidium guajava*), granada (*Punica granatum*), helechos (*Nephrolepis* sp.) y ciprés (*Cupressus* sp.), además de pequeños cultivos. Esta zona presenta mayor abundancia de animales domésticos como ganado vacuno, gatos, perros y gallinas (*obs. pers.*).

Zona de cultivos: Tiene altitudes entre los 1,200 - 1,206 m s.n.m. Presentó cultivos de maíz (*Zea mays*) con pocas plantas de calabaza (*Cucurbita maxima*) y girasol (*Helianthus annuus*, *obs. pers.*). Es de agricultura de temporal y es sembrado dos veces al año (Martínez *com. pers.*).

Trabajo de campo

La unidad de muestro fueron parcelas de 1000 m² en un diseño estratificado (Foster, 2011). Fueron ubicadas siete parcelas en cada hábitat, lo más regular posible de acuerdo a la accesibilidad a los sitios y con distancias entre ellas de 50 a 200 m, excepto dos parcelas en la zona urbana que fue necesario colocarlas a una distancia de 30 m (Fig. 1). En el matorral cada parcela fue de 20 × 50 m, ubicadas a una distancia del poblado entre 70 y 370 m; en la zona urbana tuvieron una forma irregular puesto que se colocaron en patios y huertos principalmente, tres de ellas ubicadas cerca (10 - 60 m) a un estanque de 0.57 ha; en los cultivos fueron de 100 × 10 m, con una distancia mínima de 60 m al área urbana. Se marcaron los límites de las parcelas con pintura en aerosol en el matorral, en la zona urbana se utilizaron elementos propios del lugar y en los cultivos se utilizó un GPS.

En cada parcela dos personas buscaron anfibios y reptiles durante cuatro horas en cuatro ocasiones: dos en horario diurno (de 10:00 a 14:00 h) y dos por la noche (de 20:00 a 24:00 h), durante la época de lluvias de julio a principios de octubre de 2015. El esfuerzo de muestreo para cada ambiente fue de 224 horas/persona, y el total fue de 672 horas/persona. Las parcelas fueron muestreadas al azar en cada repetición. Para evitar contar dos veces el mismo individuo, y caer así en una pseudoréplica (Hurlbert, 1984), la abundancia fue considerada como el número máximo observado de cada especie en alguna de las cuatro repeticiones en cada parcela de muestreo (Johnson, 2008).

Los organismos fueron buscados en microhábitats: bajo rocas y troncos, entre la hojarasca, en grietas y sobre árboles, de acuerdo a los lineamientos de Manzanilla & Pefaur (2000). Los ejemplares fueron manejados según fue necesario: las serpientes con ganchos herpetológicos, pinzas tong y a mano con guantes de carnaza (Jiménez-Velázquez et al., 2012); los anuros se capturaron a mano con guantes de látex desechables para evitar la transmisión de enfermedades infecciosas, como la quitridiomycosis (Phillott et al., 2010); las lagartijas fueron capturadas a mano o con una caña con un cordel en su extremo (Jiménez-Velázquez et al., 2012). Todos los ejemplares fueron capturados y colocados temporalmente en sacos de manta o recipientes de plástico de 0.5 L, se les tomaron fotografías y se identificaron a nivel de especie mediante las claves de Smith & Taylor (1966), Bezy & Camarillo-Rangel (2002), Dixon & Lemos-Espinal (2010), Lemos-Espinal & Dixon (2013), y Ramírez-Bautista et al. (2014). Se les midió y registró la longitud total y la longitud hocico-cloaca con vernier o cinta métrica (mm), y su peso corporal (g) en una balanza. Cuando fue necesario una mayor observación se contó con un estereoscopio Leica en la misma localidad. Posteriormente todos los ejemplares fueron

liberados en el sitio de captura. Los datos ambientales tomados para cada captura fueron: fecha, hora, coordenadas geográficas, altitud, temperatura, humedad y microhábitat, de acuerdo a los lineamientos de Manzanilla & Pefaur (2000). La colecta fue realizada bajo autorización de la Dirección General de Vida Silvestre, mediante oficio con clave SGPA/DGVS/00401/15. Los nombres de las especies se actualizaron de acuerdo a Wilson et al. (2013a, b).

Análisis de datos

Los análisis fueron realizados para el conjunto de anfibios y reptiles. Para calcular la eficiencia del inventario fue utilizado el promedio de los estimadores Jackknife 1 y Chao 1, los cuales están basados en el número de especies raras (Magurran, 2004) y han demostrado tener un buen desempeño (Walther & Moore, 2005). Este análisis fue llevado a cabo en el programa EstimateS 9.1 (Colwell, 2013).

Para comparar la riqueza y diversidad de especies para cada ambiente, fueron utilizados los números efectivos de especies (Jost, 2006), que son el número de especies que tendría una comunidad si todas contaran con la misma abundancia (máxima equidad), y son una medida sencilla de describir la diversidad, además de que sus valores son directamente comparables (Jost, 2006; Moreno et al., 2011). Para este análisis fueron tomados en cuenta los órdenes de diversidad cero (⁰D), que no considera la abundancia y corresponde a la riqueza de especies, uno (¹D) que considera la abundancia de cada especie, y dos (²D) que da mayor peso a las especies más abundantes (Jost, 2006). La comparación de estos valores fue realizada a una cobertura de muestra de 0.9 en el programa iNEXT, que utiliza interpolaciones y extrapolaciones de los datos observados (Chao et al., 2016). Fueron utilizados intervalos de confianza del 84 %, que son apropiados para inferencias equivalentes a $p < 0.05$ (Payton et al., 2004).

Para visualizar la participación relativa de cada especie en el ensamblaje de cada ambiente estudiado (*sensu* Stroud et al., 2015), fueron empleadas curvas de rango-abundancia, donde las especies fueron ubicadas en orden descendente de sus abundancias relativas a lo largo del eje de las abscisas. Una ventaja de estas curvas es que los patrones contrastantes de riqueza de especies se muestran claramente (Magurran, 2004).

Para mostrar la diferencia en la composición de especies (diversidad beta) entre las parcelas y ambientes muestreados fue usada la técnica de Escalamiento Multidimensional no Paramétrico (NMDS por sus siglas en inglés), la cual crea un gráfico que muestra las parcelas de muestreo con base

a su composición de especies. Este método se ha elegido frecuentemente para la representación gráfica de las relaciones de comunidad (Clarke, 1993). Para realizar esta técnica se utilizó el índice de Jaccard que toma en cuenta la presencia de las especies, y el índice de Bray-Curtis que considera la abundancia ponderada de cada especie (Magurran, 2004). Para verificar la significancia de los grupos observados en la prueba anterior, se realizó una prueba de similitudes ANOSIM, la cual es una prueba no paramétrica y prueba la hipótesis nula de que no existen diferencias en la composición de las comunidades entre hábitats. Además, en una segunda prueba compara todos los hábitats entre sí con la corrección de Bonferroni para disminuir el riesgo de falsas diferencias significativas (Clarke & Green, 1988; Magurran, 2004). Estos análisis fueron llevados a cabo en el programa PAST 2.17c (Hammer et al., 2001).

Se realizó un análisis de partición de la diversidad beta para evaluar que tanto de su valor se debe a la diferencia de composición de especies entre ambientes, y que tanto a las parcelas muestreadas. Se utilizó el modelo aditivo de la diversidad (Moreno & Rodríguez, 2010; Jurasinski et al., 2012) de la siguiente manera: $\gamma = \alpha + \beta$ parcelas + β ambientes, donde γ es la diversidad gamma (el total de las especies en el conjunto de ambientes estudiados), α es la diversidad alfa (riqueza promedio en todas las parcelas), y β parcelas y β ambientes son la diversidad beta debida a la diferencia de composición de especies entre parcelas y entre ambientes, respectivamente. Fue usado el programa PARTITION 3 (Veech & Crist, 2009), que compara los valores observados con los resultantes de múltiples aleatorizaciones de los datos para evaluar la probabilidad de que se deban al azar. Fueron utilizadas 1000 aleatorizaciones y un nivel de significancia de $P < 0.025$ o $P > 0.975$, ya que es una prueba de dos colas al interesar que la beta observada sea diferente del azar, ya sea mayor o menor que los resultados de las aleatorizaciones.

RESULTADOS

La herpetofauna registrada en este estudio se encuentra compuesta por nueve familias, nueve géneros y 12 especies (tres anuros y nueve reptiles). Nueve especies fueron observadas en el matorral (un anfibio y ocho reptiles), seis en el ambiente urbano (tres anfibios y tres reptiles) y cuatro en los cultivos (dos anfibios y dos reptiles). Tres de las especies están consideradas en la legislación mexicana como sujetas a protección especial (*Eleutherodactylus verrucipes*, *Sceloporus grammicus* y *Lepidophyma sylvaticum*), y dos son endémicas a México (*Sceloporus spinosus* y *Plestiodon brevirostris*, SEMARNAT, 2019). Estas cinco especies se encontraron en el matorral, tres en la zona urbana y una en los

cultivos (Cuadro 1). La eficiencia de muestreo general fue 71.4%. El ambiente urbano presentó la mayor eficiencia de muestreo (81.8%), seguido de los cultivos (68.4%) y el matorral (57.5%).

En cuanto a riqueza de especies ($^{\circ}D$), la mayor riqueza se observó en el matorral, mientras que el ambiente urbano y los cultivos presentaron una riqueza menor sin diferencia significativa entre ellos. Por su parte la diversidad ($^{\circ}D$ y 2D) no fue diferente entre los ambientes (Fig. 2). Las curvas de rango abundancia muestran que en el matorral presentó la mayor dominancia, y que las especies dominantes fueron diferentes para cada ambiente: *Sceloporus variabilis* en el matorral, *Incilius nebulifer* en el urbano, y *Scaphiopus couchii* y *Sceloporus spinosus* en los cultivos (Fig. 3). La abundancia total para cada ambiente presentó diferencias significativas ($\chi^2 = 32.17$, $P < 0.01$, $gl = 2$), en el matorral fue de 49 individuos, en el ambiente urbano de 35 y en los cultivos de seis.

La gráfica NMDS mostró que los ensamblajes de los diferentes ambientes tienen diferencias en su composición, mayormente entre el matorral y los ambientes antropizados (urbano y cultivos), tanto con el índice de Jaccard como con el de Bray-Curtis (al ser semejantes sólo se muestra gráfica realizada con el índice de Bray-Curtis, Fig. 4). La diferencia entre los ensamblajes de los ambientes fue significativa, tanto de manera general (ANOSIM, $R = 0.69$, $P = 0.0001$), como entre cada uno de ellos ($P < 0.01$).

El modelo resultante de la partición de la diversidad beta fue significativo ($P < 0.025$) y presentó los siguientes valores: γ (12) = α (2.7) + β ambientes (5.3) + β parcelas (4).

DISCUSIÓN

El hecho de que se encontraron cinco especies con algún estatus de conservación o endémicas, muestra la importancia de estos ambientes para la conservación de la herpetofauna, que en el país se encuentra fuertemente amenazada (Wilson et al., 2013a, b). Los valores de la eficiencia de muestreo indican que es posible registrar más especies, principalmente en el matorral. Entre ellas, de acuerdo a su distribución potencial (Lemos-Espinal & Dixon, 2013), están: *Kinosternon integrum*, *Gerrhonotus ophiurus*, *Masticophis mentovarius*, *Drymarchon melanurus*, *Lampropeltis annulata*, *Oxybelis aeneus*, *Crotalus atrox*, y *Crotalus molossus*; de las cuales, *K. integrum*, *C. atrox* y *C. molossus* están sujetas a protección especial y *K. integrum* es además endémica (SEMARNAT, 2019).

Lo anterior resalta la importancia del matorral en la conservación de la herpetofauna. Además, en el matorral es muy

Table 1. Taxonomic list of the herpetofauna recorded in El Tepozán, San Luis Potosí. Conservation data and habitats where they were found are included. NOM: Official Mexican Standard 059, where Pr: subject to special protection. IUCN: International Union for Conservation of Nature, Vu: vulnerable, Lc: least concern, E: endemic species to Mexico, M: scrub, U: urban, C: crops.

Tabla 1. Listado taxonómico de la herpetofauna registrada en El Tepozán, San Luis Potosí. Se incluyen datos de conservación y hábitats donde se encontraron. NOM: Norma Oficial Mexicana 059, donde Pr: sujeta a protección especial. IUCN: Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza, Vu: vulnerable, Lc: preocupación menor, E: especies endémicas a México, M: matorral, U: urbano, C: cultivos.

Orden/Familia	Especie	Estado de conservación		E	Hábitat
		NOM	IUCN		
Anura					
Bufonidae	<i>Incilius nebulifer</i>		Lc		U, C
Eleutherodactylidae	<i>Eleutherodactylus verrucipes</i>	Pr	Vu	si	M, U
Scaphiropodidae	<i>Scaphiopus couchii</i>		Lc		U, C
Squamata					
Phrynosomatidae	<i>Sceloporus grammicus</i>	Pr	Lc		M, U
	<i>Sceloporus spinosus</i>		Lc	si	M, U, C
	<i>Sceloporus variabilis</i>		Lc		M
Scincidae	<i>Plestiodon brevirostris</i>		Lc	si	M
	<i>Plestiodon tetragrammus</i>		Lc		M
Teiidae	<i>Aspidoscelis gularis</i>		Lc		M, C
Xantusiidae	<i>Lepidophyma sylvaticum</i>	Pr	Lc	si	M
Colubridae	<i>Salvadora grahamiae</i>		Lc		M
Elapidae	<i>Micrurus tener</i>		Lc		U

posible seguir encontrando un mayor número de especies debido a que es el ambiente que predomina en el paisaje (INEGI, 2009).

La reducción en la riqueza de especies en ambientes urbanos ha sido reportada para los anfibios, reptiles y otros vertebrados terrestres, si bien hay diferencias importantes entre diferentes zonas urbanas y las especies responden de manera diferente a la urbanización (McKinney, 2002; Hamer & McDonnell, 2008; Villaseñor et al., 2017; French et al., 2018). En el caso de anfibios, especies generalistas o con pocos requerimientos de dispersión son las que generalmente sobreviven en ambientes urbanos y suburbanos (Hamer & McDonnell, 2008). En este estudio se registraron tres especies de anuros en el ambiente urbano, dos más que en el matorral. La presencia de un cuerpo de agua en la zona urbana podría estar relacionado con la presencia de más especies de anuros, como se reporta en otros estudios (Parris, 2006; Wells, 2007; Sawatzky et al., 2019). Además, este embalse posiblemente influyó en la presencia de la serpiente *Micrurus tener*, ya que el individuo recolectado fue encontrado en una de

las parcelas aledañas, es una especie asociada a microhábitats de mucha humedad (Lemos-Espinal & Dixon, 2013; Ramírez-Bautista et al., 2009, 2014), y se han reportado efectos positivos de los embalses en la riqueza de reptiles semiacuáticos en ambientes antropizados (French et al., 2018).

Los reptiles sí presentaron una reducción en su riqueza dentro del ambiente urbano, lo que es una muestra del impacto que estos ambientes tienen sobre las poblaciones de la mayoría de los reptiles, aún en poblados pequeños como en el presente, debido a factores como la mortandad por humanos o por gatos domésticos y la modificación del hábitat (Ramírez-Bautista et al., 2014; French et al., 2018). Sin embargo, al mantener a la mitad de las especies registradas, incluyendo dos con estatus de conservación, y mantener una abundancia relativamente similar a la encontrada en el matorral, la zona urbana puede colaborar en la conservación de la herpetofauna que ha superado la alteración del ambiente, como ha sido observado en otras ciudades pequeñas de ambientes rurales (Palis, 2018).

Dentro de las características que pueden estar favoreciendo la presencia de reptiles en la zona urbana muestreada está el cuerpo de agua, como ya se ha señalado, además de la cercanía al ambiente natural de matorral al ser un poblado pequeño, una vegetación abundante en algunos puntos (jardines, lotes baldíos) y presencia abundante de estructuras que les proveen refugio y sitios de termoregulación como cercas de piedra.

Pocas especies fueron observadas en el ambiente de cultivos, lo cual se ha reportado en otros trabajos, especialmente para monocultivos que provocan que la disponibilidad de microhábitats adecuados sea reducida (Bionda et al., 2013; Pacheco-Figueroa et al., 2015; Lara-Tufiño et al., 2019). En este estudio, aunque no se trata de monocultivos, el espacio dedicado a la agricultura es poco heterogéneo, debido a que no cuenta con vegetación arbórea ni otros elementos que den lugar a microhábitats tales como cercas, piedras sueltas o madera. Además, las especies encontradas en los cultivos fueron poco

abundantes, con uno o dos individuos, por lo que la abundancia en este ambiente fue muy reducida respecto a la encontrada en los ambientes urbano y matorral. Entre las especies encontradas en los cultivos, *Scaphiopus couchii* no se ha reportado asociada a cultivos y fue encontrada sólo al principio de la época de lluvias, posiblemente debido a que se congrega en charcas temporales para reproducirse (Vredenburg, 2008; Lemos-Espinal & Dixon, 2013); mientras que *Incilius nebulifer* es una especie que puede ser encontrada en gran variedad de ambientes, incluyendo zonas agrícolas y periurbanas donde haya cuerpos de agua dispersos (Lemos-Espinal & Dixon, 2013).

Lo anterior muestra la posible influencia del cuerpo de agua, que también está cercano a los cultivos, como se ha registrado en otros estudios (Boissinot et al., 2019). Otra especie observada en los cultivos fue *Aspidoscelis gularis*, que es característica de bosque tropical caducifolio, matorral submontano, matorral xerófilo y llanuras (Lemos-Espinal & Dixon, 2013; Ramírez-Bautista et al.,

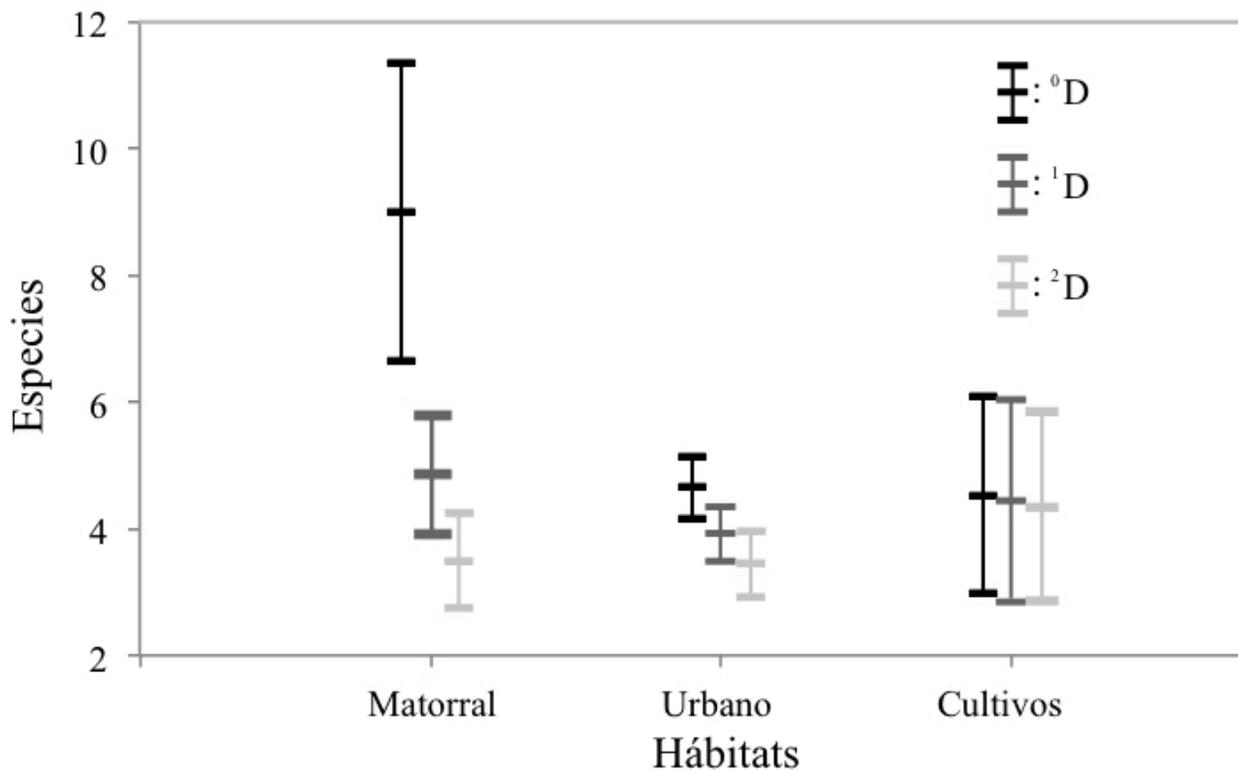


Figure 2. Comparison of richness ($^{\circ}D$) and diversity of species (1D and 2D), in environments of the El Tepozán community, at a sample coverage of 0.9 and with confidence intervals of 84%.

Figura 2. Comparación de la riqueza ($^{\circ}D$) y de la diversidad de especies (1D y 2D), en ambientes de la comunidad de El Tepozán, a una cobertura de muestra de 0.9 y con intervalos de confianza del 84%.

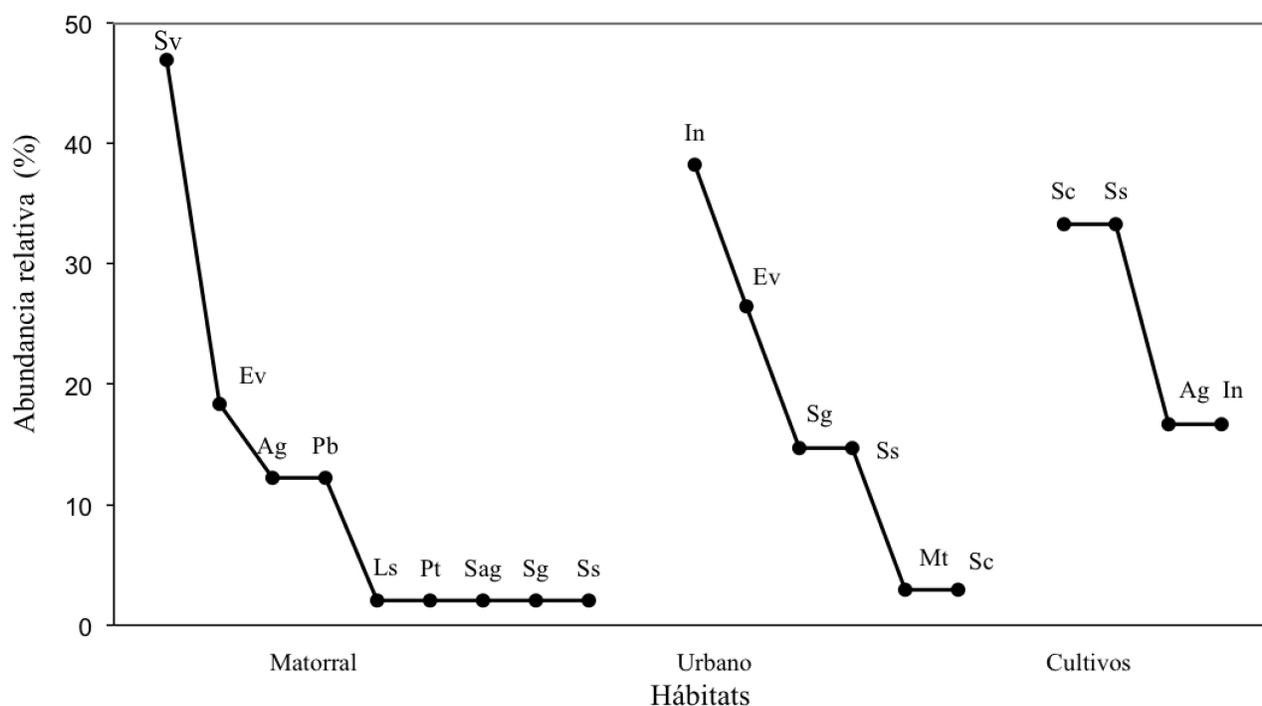


Figure 3. Rank-abundance curves by habitat. Ag: *Aspidoscelis gularis*, Ev: *Eleutherodactylus verrucipes*, In: *Incilius nebulifer*, Ls: *Lepidophyma sylvaticum*, Mt: *Micrurus tener*, Pb: *Plestiodon brevirostris*, Pt: *Plestiodon tetragrammus*, Sag: *Salvadora grahamiae*, Sc: *Scaphiopus couchii*, Sg: *Sceloporus grammicus*, Ss: *Sceloporus spinosus*, Sv: *Sceloporus variabilis*.

Figura 3. Curvas de rango-abundancia por hábitat. Donde Ag: *Aspidoscelis gularis*, Ev: *Eleutherodactylus verrucipes*, In: *Incilius nebulifer*, Ls: *Lepidophyma sylvaticum*, Mt: *Micrurus tener*, Pb: *Plestiodon brevirostris*, Pt: *Plestiodon tetragrammus*, Sag: *Salvadora grahamiae*, Sc: *Scaphiopus couchii*, Sg: *Sceloporus grammicus*, Ss: *Sceloporus spinosus*, Sv: *Sceloporus variabilis*.

2014), pero también ha sido reportada en cultivos dentro del estado de San Luis Potosí (Hernández-Ibarra & Ramírez-Bautista, 2006).

El que los órdenes de diversidad uno (1D) y dos (2D) no presentaron diferencias entre los ambientes, podría deberse a que en el matorral y en el ambiente urbano ocurrió una amplia diferencia entre las abundancias de sus especies (alta dominancia en conjunto con especies de abundancia mínima), lo cual provocó valores considerablemente bajos de estos niveles de diversidad; mientras que en los cultivos, las abundancias de las especies encontradas fueron semejantes (uno o dos individuos), por lo que en este caso los niveles 1 y 2 de diversidad presentaron pocos cambios con respecto de la riqueza. De igual manera, Lara-Tuñiño et al. (2019) encontraron que zonas de cultivo tienen una alta equitatividad, sugiriendo que esto puede ser un indicativo del grado de perturbación.

La especie más abundante en el matorral y en el conjunto de los ambientes fue *Sceloporus variabilis*, que se ha reportado en una gran diversidad de ambientes naturales, como bosque mesófilo de montaña, bosque tropical caducifolio, bosque tropical perennifolio,

bosque de pino, matorral submontano y matorral xerófilo (Dixon & Lemos-Espinal, 2010; Lemos-Espinal & Dixon, 2013; Ramírez-Bautista et al., 2014).

La mayor abundancia relativa (dominancia) fue observada para *Sceloporus variabilis* en el matorral. Esta mayor dominancia está asociada a la mayor cantidad de especies (5) representadas por un sólo individuo: *Lepidophyma sylvaticum*, *Plestiodon tetragrammus*, *Salvadora grahamiae*, *Sceloporus grammicus* y *Sceloporus spinosus*. *Sceloporus spinosus* fue la única especie que se encontró en los tres hábitats, debido a su capacidad de ocupar una gran variedad de ambientes, incluyendo cultivos (Hernández-Ibarra & Ramírez-Bautista, 2006; Mendoza-Quijano et al., 2007). Los reptiles que fueron compartidos entre el hábitat urbano y el matorral fueron lagartijas (*Sceloporus grammicus* y *S. spinosus*), las cuales por sus hábitos arbóricolas se encuentran asociadas a vegetación arbórea desértica como el mezquite (Lemos-Espinal & Dixon, 2013; Ramírez-Bautista et al., 2014), el cual se presentó tanto en el ambiente de matorral como en el urbano. Cinco especies fueron exclusivas para el matorral,

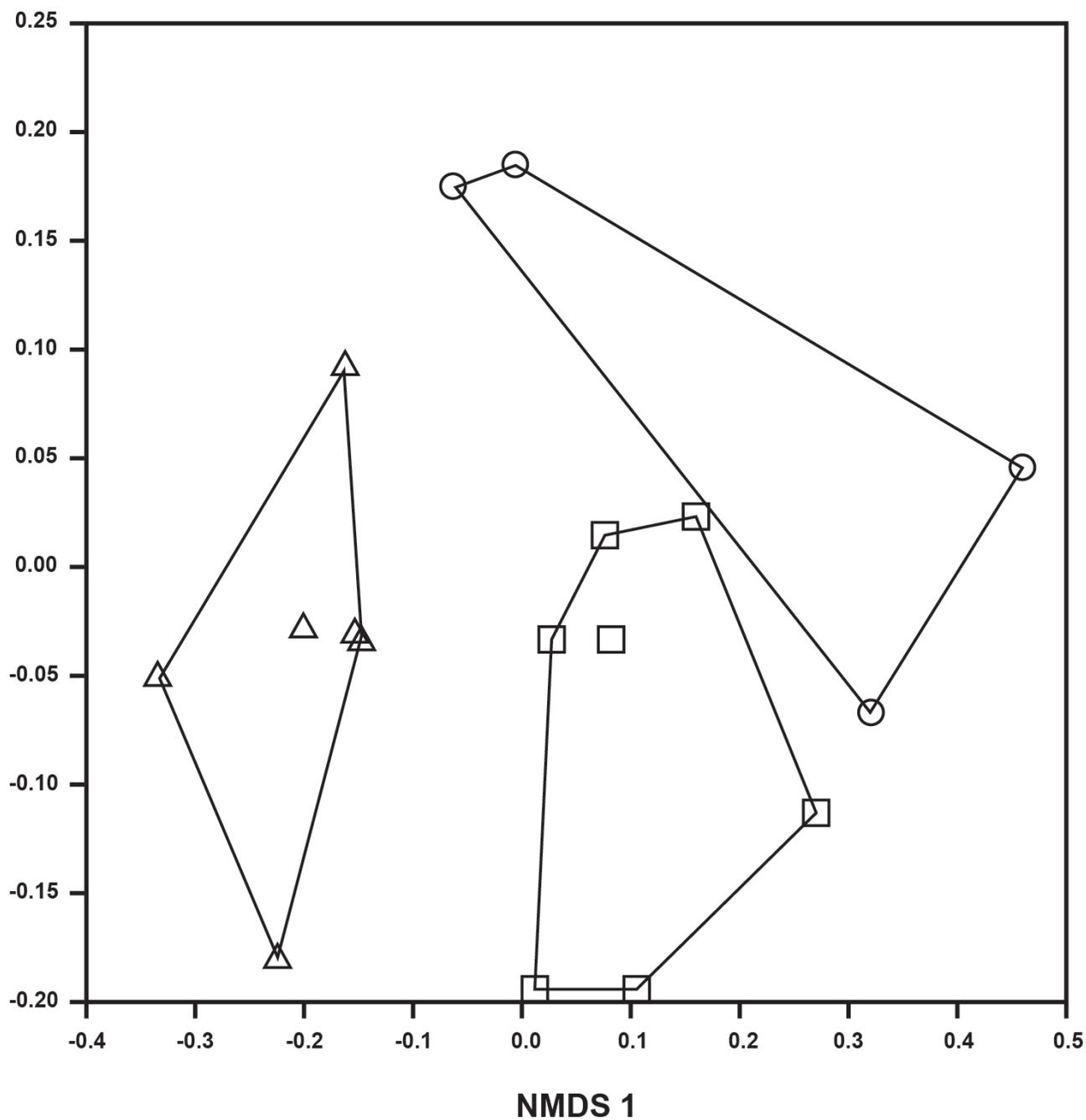


Figure 4. NMDS graph based on the Bray-Curtis index among the sampled plots. Polygons that include all plots by environment are shown: submontane scrub (Ma, triangles), urban (Ur, squares), and crops (Cu, circles).

Figura 4. Gráfica NMDS con base en el índice de Bray-Curtis entre las parcelas muestreadas. Se muestran polígonos que incluyen a todas las parcelas por ambiente: matorral submontano (Ma, triángulos), urbano (Ur, cuadrados), y cultivos (Cu, círculos).

entre las cuales las lagartijas del género *Plestiodon* y la especie *Lepidophyma sylvaticum* prefieren microhábitats húmedos con hojarasca y en laderas de monte (Mendoza-Quijano, 2007; Dixon

& Lemos-Espinal, 2010; Lemos-Espinal & Dixon, 2013). De igual forma la culebra *S. grahamiae* prefiere hábitats con suficiente cobertura vegetal, troncos y rocas en abundancia (Dixon &

Lemos-Espinal, 2010; Lemos-Espinal & Dixon, 2013; Ramírez-Bautista et al., 2014). Por último, la presencia en el matorral del anfibio *Eleutherodactylus verrucipes* es posible porque es una especie con desarrollo directo, por lo que no depende de cuerpos de agua para reproducirse (Elinson et al., 1990; Vitt & Caldwell, 2014). Por su parte el ambiente urbano presentó una especie exclusiva (*M. tener*), y los cultivos ninguna.

En cuanto a la composición de especies, la mayor diferencia que presenta el matorral se debe a que, aunque modificado, es el hábitat natural predominante de la zona y presentó más especies exclusivas; mientras que los ambientes urbano y de cultivos presentaron menos diferencias entre sí, en parte debido al reducido número de especies que presentaron, y a las dos especies de anfibios que compartieron posiblemente por la influencia del cuerpo de agua que se encuentra entre ambos. Los valores del modelo de partición de la diversidad beta, mostraron que la diversidad en el conjunto de ambientes estuvo ampliamente definida por la diversidad beta, ya que la diversidad alfa es aproximadamente un tercio de la diversidad beta completa (β parcelas + β ambientes). Por otra parte, el valor de β ambientes fue sólo un poco mayor que β parcelas, lo que muestra una heterogeneidad importante entre los ensamblajes de parcelas de un mismo ambiente, casi tan alta como entre los ambientes. En general, los valores de la diversidad beta indican que no sólo debe considerarse el matorral para efecto de conservar las especies, sino también los ambientes modificados, como ha sido señalado por otros autores (Hansen et al., 2019; Lara-Tufiño et al., 2019).

Estos resultados apoyan la propuesta que los paisajes agropecuarios pueden conservar un porcentaje importante de fauna nativa, siempre y cuando estos ambientes sean heterogéneos y tengan parches de vegetación natural cerca (Tews et al., 2003; Martínez et al., 2015), lo cual es propio de la estructura rural tradicional en muchas partes de México (Sancho & Reinoso, 2012), y donde inclusive se ha reportado una mayor diversidad respecto de los ambientes naturales en el caso de las aves (Hiley et al., 2016).

También los resultados del presente trabajo sugieren implementar estrategias y acciones de conservación en las zonas antropizadas, tanto en la urbana como en los cultivos, como proveer de zonas de vegetación permanente alrededor del cuerpo de agua ya que es sitio de reproducción de anfibios y algunos reptiles, además de realizar un manejo del ambiente en las inmediaciones del cuerpo de agua, especialmente en la zona agrícola que es donde en otros estudios se ha registrado el mayor riesgo para los anfibios (Cushman, 2006) y donde el manejo

puede tener una fuerte influencia sobre la riqueza y diversidad de anfibios (Brüning et al., 2018; Sawatzky et al., 2019). En dicha zona el plantar líneas de setos vivos con especies vegetales nativas, puede aumentar la riqueza de especies en este ambiente (Boissinot et al., 2019) y mejorar la supervivencia del grupo al permitir la conectividad entre zonas de vegetación natural (Cushman, 2006; Michael et al., 2018; Hansen et al., 2019). Otra acción de manejo importante es integrar elementos físicos donde los reptiles puedan realizar la termorregulación, tales como postes, montículos de piedras o escombros leñosos gruesos y dejar áreas abiertas (sin cultivo), como ha sido propuesto en otros estudios (Michael et al., 2018; Leyte-Manrique et al., 2019). En el ambiente urbano, el control de los gatos domésticos como depredadores es importante (Fischer et al., 2012; French et al., 2018), ya que se ha observado que algunos grupos faunísticos incrementan su abundancia en ausencia de gatos domésticos (Glen et al., 2019).

CONCLUSIÓN

La zona de estudio tiene un porcentaje importante de especies con estatus de conservación o que son endémicas a México, lo cual le confiere importancia para la conservación de la herpetofauna. El matorral como vegetación nativa predominante presentó la mayor riqueza de especies. La composición de especies fue diferente en los ambientes estudiados, si bien se muestra una importante heterogeneidad entre parcelas de cada ambiente. Para la conservación de la herpetofauna es importante la vegetación nativa de matorral al ser el ambiente con mayor riqueza, sin embargo, también es necesario considerar a los demás ambientes. El borde es una estructura clave para los anfibios y reptiles asociados a ambientes acuáticos. Es recomendable realizar acciones de manejo principalmente alrededor del cuerpo de agua y en la zona de cultivos.

Agradecimientos.— A la Red Temática Biología Manejo y Conservación de Fauna Nativa en Ambientes Antropizados (REFAMA) y al CONACYT su apoyo durante la escritura del manuscrito (Proyecto CONACYT 2718459).

LITERATURA CITADA

- Balderas-Valdivia, C.J. 2023. Herpetología Mexicana. <https://herpetologiamexicana.org/> [Consultado en enero 2023]
- Bezy, R.L. & J.L. Camarillo-Rangel. 2002. Systematics of xantusiid lizards of the genus *Lepidophyma*. Contributions in Science Natural History Museum of Los Angeles County 493:1-41.

- Bionda, C., R. Lajmanovich, N. Salas, A. Martino & I. Di Tada. 2013. Population demography in *Rhinella arenarum* (Anura: Bufonidae) and *Physalaemus biligonigerus* (Anura: Leiuperidae) in agroecosystems in the province of Córdoba, Argentina. *International Journal of Tropical Biology and Conservation* 61:1389-1400.
- Boissinot, A., A. Besnard & O. Lourdaís. 2019. Amphibian diversity in farmlands: combined influences of breeding-site and landscape attributes in western France. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 269:51-61.
- Brum, P.H.R., S.R.A. Goncalves, C. Strussmann & A.L. Teixeira. 2022. A global assessment of research on urban ecology of reptiles: patterns, gaps and future directions. *Animal Conservation* 2022:11-20.
- Brüning, L.Z., M. Krieger, E. Meneses-Pelayo, N. Eisenhauer, M.P. Ramirez Pinilla, B. Reu & R. Ernst. 2018. Land-use heterogeneity by small-scale agriculture promotes amphibian diversity in montane agroforestry systems of northeast Colombia. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 264:15-23.
- Challenger, A. & J. Soberón. 2008. Los ecosistemas terrestres. Pp. 87-108. En: J. Soberón, G. Halffter & J. Llorente-Bousquets (Eds.), *Capital Natural de México. Conocimiento actual de la biodiversidad*. CONABIO. CDMX, México.
- Chao, A. 2016. iNEXT (iNterpolation and EXTrapolation) Programa y guía de usuario http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/software_download/ [Consultado en diciembre 2016]
- Clarke, K.R. & R.H. Green. 1988. Statistical design and analysis for a "biological effects" study. *Marine Ecology Progress Series* 46:213-226.
- Clarke, K.R. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18:117-143.
- Colwell, R.K. 2013. Colwell, R.K. 2013. Estimates: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Versión 9.1 Aplicación y guía de usuario. <http://purl.oclc.org/estimates> [Consultado en noviembre 2015]
- Cruz-Elizalde, R., A. Ramírez-Bautista, U. Hernández-Salinas, I. Magno-Benítez & A. García-Rosales. 2018. Riqueza y diversidad de anfibios y reptiles en algunas áreas naturales protegidas del Valle de México. Pp. 5-17. En A. Ramírez-Bautista & R. Pineda-López (Eds.), *Ecología y Conservación de Fauna en Ambientes Antropizados*. REFAMA – CONACyT - UAQ. Querétaro, México.
- Cushman, S.A. 2006. Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: a review and prospectus. *Biological Conservation* 128:231-240.
- Dixon, J.R. & J.A. Lemos-Espinal. 2010. *Anfibios y Reptiles del Estado de Querétaro*. Texas A & M University - UNAM - CONABIO. CDMX, México.
- Domínguez-Vega, H., Y. Gómez-Ortiz & L. Fernández-Badillo. 2019. Técnicas para Monitorear Anfibios y Reptiles en Ambientes Urbanos. *Fauna Nativa en Ambientes Urbanos*. REFAMA-UAQ. Querétaro, México.
- Elinson, R.P., E.M. Del Pino, D.S. Townsend, F.C. Cuesta & P. Eichhorn. 1990. A practical guide to the developmental biology of terrestrial-breeding frogs. *Biological Bulletin* 179:163-177.
- Fischer, J.D., S.H. Cleeton, T.P. Lyons & J.R. Miller. 2012. Urbanization and the predation paradox: the role of trophic dynamics in structuring vertebrate communities. *BioScience* 62:809-18.
- Foster, M.S. 2011. Standard techniques for inventory and monitoring. Pp. 205-271. En *Reptile Biodiversity. Standard Methods for Inventory and Monitoring*. McDiarmid, R.W., M.S. Foster, C. Guyer, J.W. Gibbons & N. Chernoff (Eds.), University of California Press, Los Angeles, USA.
- French, S.S., A.C. Webb, S.B. Hudson & E.E. Virgin. 2018. Town and country reptiles: a review of reptilian responses to urbanization. *Integrative and Comparative Biology* 58:948-966.
- Frost, D.R. 2023. *Amphibian Species of the World: An online reference*. American Museum of Natural History, New York. <https://amphibiansoftheworld.amnh.org/> [Consultado en enero 2023].
- Gardner, T.A., J. Balow & C.A. Peres. 2007. Paradox, presumption and pitfalls in conservation biology: the importance of habitat changes for amphibians and reptiles. *Biological Conservation* 138:166-179.
- Glen, A.S., M. Perry, I. Yockney, S. Cave, M.A. Gormley, C. Leckie, R. Dickson, W. Rakete-Stones, P. Rakete-Stones, G.L. Norbury & A. Ruscoe. 2019. Predator control on farmland for biodiversity



- conservation: a case study from Hawke's Bay, New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology* 43:3358.
- González-Romero, A. & R. Murrieta-Galindo. 2008. Anfibios y reptiles. Pp. 135-147. En H. Manson, V. Hernández-Ortiz, S. Gallina & K. Mehlreter (Eds.), *Agroecosistemas Cafetaleros de Veracruz. Biodiversidad, Manejo y Conservación*. Instituto de Ecología AC - Instituto Nacional de Ecología. México.
- Hamer, A.J. & M.J. McDonnell. 2008. Amphibian ecology and conservation in the urbanizing world: a review. *Biological Conservation* 141:2432-49.
- Hammer, Ø., D.A.T. Harper & P.D. Ryan. 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Paleontologia Electronica* 4:1-9.
- Hansen, N.A., B.C. Scheele, D.A. Driscoll & D.B. Lindenmayer. 2019. Amphibians in agricultural landscapes: the habitat value of crop areas, linear plantings and remnant woodland patches. *Animal Conservation* 22:72-82.
- Hernández-Ibarra, X. & A. Ramírez-Bautista. 2006. Herpetofauna del municipio de Guadalcázar, San Luis Potosí, México. *Publicaciones de la Sociedad Herpetológica Mexicana* 3:58-73.
- Hiley, J.R., R.B. Bradbury & C.D. Thomas. 2016. Impacts of habitat change and protected areas on alpha and beta diversity of Mexican birds. *Diversity and Distributions* 22:1245-1254.
- Hurlbert, S.H. 1984. Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. *Ecological Monograph* 54:187-211.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2009. *Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos*. Cerritos, San Luis Potosí. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. México.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2010. *Censo de Población y Vivienda, 2010*. <https://www.inegi.org.mx/programas/ccpv/2010/> [Consultado en septiembre 2019]
- IUCN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza). 2016 *The IUCN Red List of Threatened Species. Versión 2016.2*. <http://www.iucnredlist.org/> [Consultado diciembre 2016]
- Jiménez-Velázquez, G., J.A. Sandoval-Quintero & N. Trigo-Boix. 2012. Guía teórica y metodológica para el conocimiento y manejo de la herpetofauna. *CBS Manual No. 35*. Universidad Autónoma Metropolitana. CDMX, México.
- Johnson, D.H. 2008. In defense of indices: the case of bird surveys. *Journal of Wildlife Management* 72:857-868.
- Johnson, J.D. L.D. Wilson, V. Mata-Silva, E. García-Padilla & D.L. DeSantis. 2017. The endemic herpetofauna of Mexico: organisms of global significance in severe peril. *Mesoamerican Herpetology* 4:543-620.
- Jost, L. 2006. Entropy and diversity. *Oikos* 113:363-375.
- Jurasinski, G., A. Jentsch, V. Retzer & C. Beierkuhnlein. 2012. Detecting spatial patterns in species composition with multiple plot similarity coefficients and singularity measures. *Ecography* 35:73-88.
- Lara-Tufiño, J.D., L.M. Badillo-Saldaña, R. Hernández-Austria & A. Ramírez-Bautista. 2019. Effects of traditional agroecosystems and grazing areas on amphibian diversity in a region of central Mexico. *PeerJ* 7:e6390.
- Lemos-Espinal, J.A. & J.R. Dixon. 2013. *Amphibians and Reptiles of San Luis Potosí*. Eagle Mountain Publishing. Utah, EUA.
- Leyte-Manrique, A., A.A. Buelna-Chontal, M.A. Torres-Díaz, C. Berriozabal-Islas & C.A. Maciel-Mata. 2019. A comparison of amphibian and reptile diversity between disturbed and undisturbed environments of Salvatierra, Guanajuato, Mexico. *Tropical Conservation Science* 12:1-12.
- Leyte-Manrique, A., C.J. Balderas-Baldivia, S. Cadena-Rico & C. Ballesteros-Barrera. 2022. Los agroecosistemas como refugios de la biodiversidad: el caso de los anfibios y reptiles. *Biología y Sociedad* 5:37-47.
- Magurran, A.E. 2004. *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Publishing. Londres, Reino Unido.
- Manzanilla, J. & J.E. Péfaur. 2000. Consideraciones sobre métodos y técnicas de campo para el estudio de anfibios y reptiles. *Revista de Ecología Latinoamericana* 7:17-30.
- Martínez, E., M. Rös, M. Argenis Bonilla & R. Dirzo. 2015. Habitat heterogeneity affects plant and arthropod species diversity and turnover in traditional cornfields. *PLoS ONE* 10:e0128950.



- Martínez-Dueñas, W.A. 2010. INRA - Índice integrado relativo de antropización: propuesta técnica-conceptual y aplicación. *Intertropica* 5:45-54.
- Martínez-Meyer, E., J.E. Sosa-Escalante & F. Álvarez. 2014. El estudio de la biodiversidad en México: ¿una ruta con dirección? *Revista Mexicana de Biodiversidad Supl.* 85:S1-S9.
- McKinney, M.L. 2002. Urbanization, biodiversity and conservation. *BioScience* 52:883-890.
- Mendoza-Quijano, F. 2007. *Lepidophyma sylvaticum*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2016.3. <http://www.iucnredlist.org/> [Consultado en enero 2017]
- Mendoza-Quijano, F., G. Santos-Barrera, J. Vázquez Díaz & G.E. Quintero Díaz. 2007. *Sceloporus spinosus*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2016.3. <http://www.iucnredlist.org/> [Consultado en enero 2017]
- Meza-Parral, Y. & E. Pineda. 2015. Amphibian diversity and threatened species in a severely transformed Neotropical region in Mexico. *PLoS ONE* 10:e0121652.
- Michael, D.R., M. Crane, D. Florance & D.B. Lindenmayer. 2018. Revegetation, restoration and reptiles in rural landscapes: Insights from long-term monitoring programmes in the temperate eucalypt woodlands of south-eastern Australia. *Ecological Management & Restoration* 19:32-38.
- Mittermeier, R.A., C. Goetsch-Mittermeier & P. Robles-Gil. 1997. Megadiversidad: los Países Biológicamente más Ricos del Mundo. Cemex - Agrupación Sierra Madre. México.
- Moreno, C.E. & P. Rodríguez. 2010. A consistent terminology for quantifying species diversity. *Oecologia* 163:279-282.
- Moreno, C.E., F. Barragán, E. Pineda & NP Pavón. 2011. Reanálisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 82:1249-1261.
- Ochoa-Ochoa, L., J.N. Urbina-Cardona, L.B. Vázquez, O. Flores-Villela & J. Bezaury-Creel. 2009. The effects of governmental protected areas and social initiatives for land protection on the conservation of Mexican amphibians. *PLoS ONE* 4:e6878.
- Pacheco-Figueroa, C.J., J.D.D. Valdez-Leal, L.M. Gama-Campillo, E.J. Gordillo-Chávez, E.J. Moguel-Ordoñez, L.J. Rangel Ruíz, R. García-Morales, E.E. Mata Zayas & R.C. Luna Ruíz. 2015. Sistemas agrícolas como refugio de herpetofauna en zonas de acreción-retroceso y erosión costera en Tabasco, México. *Agroproductividad* 8:74-79.
- Palis, J.G. 2018. Small rural cities as habitat for Amphibians and Reptiles: the example of Jonesboro, Union County, Illinois. *Bulletin of the Chicago Herpetological Society* 53:33-40.
- Parris, K.M. 2006. Urban amphibians assemblages as metacommunities. *Journal of Animal Ecology* 75:757-764.
- Payton, M.E., M.H. Greenstone & N. Schenker. 2004. Overlapping confidence intervals or standard error intervals: what do they mean in terms of statistical significance. *Journal of Insect Science* 3:1-6.
- Phillott, A.D., R. Speare, H.B. Hines, L.F. Skerratt, E. Meyer, K.R. McDonald, S.D. Cashins, D. Mendez & L. Berger. 2010. Minimising exposure of amphibians to pathogens during field studies. *Diseases of Aquatic Organisms* 92:175-185.
- Ramírez-Bautista, A., U. Hernández-Salinas, U.O. García-Vázquez, A. Leyte-Manrique & L. Canseco-Márquez. 2009. Herpetofauna del Valle de México: Diversidad y Conservación. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo - Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. CDMX, México.
- Ramírez-Bautista, A., U. Hernández-Salinas, R. Cruz-Elizalde, C. Berriozabal-Islas, D. Lara-Tufiño, I.G. Mayer-Goyenechea & J.M. Castillo-Cerón. 2014. Los Anfíbios y Reptiles de Hidalgo, México: Diversidad, Biogeografía y Conservación. Sociedad Herpetológica Mexicana. México.
- Sancho-Comíns, J. & D. Reinoso-Moreno. 2012. La delimitación del ámbito rural: una cuestión clave en los programas de desarrollo rural. *Estudios Geográficos* 73:599-624.
- Sarukhán, J., P. Kollef, J. Carabias, J. Soberón, R. Dirzo, J. Llorente-Bousquets, G. Halffter, R. González, I. March, I. Mohar, S. Anta & J. de la Maza. 2009. Capital Natural de México. Síntesis: Conocimiento Actual, Evaluación y Perspectivas de Sustentabilidad. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México.
- Sawatzky, M.E., A.E. Martin & L. Fahrig. 2019. Landscape context is more important than wetland buffers for farmland amphibians. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 269:97-106.



- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2019. Modificación del Anexo Normativo III, Lista de especies en riesgo de la Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010. Diario Oficial de la Federación del 14 de noviembre de 2019. México.
- Smith, H.M. & E.H. Taylor. 1966. Herpetology of Mexico. Annotated Checklists and Keys to the Amphibians and Reptiles. A Reprint of Bulletins 187, 194 and 199 of the US. National Museum with a List of Subsequent Taxonomic Innovations. Eric Lundberg. USA.
- Stroud, T.J., M.R. Bush, M.C. Ladd, R.J. Nowicki, A.A. Shantz & J. Sweatman. 2015. Is a community still a community? Reviewing definitions of key terms in community ecology. *Ecology and Evolution* 5:4757-4765.
- Tan, W.C., A. Herrel & D. Rödder. 2023. A global analysis of habitat fragmentation research in reptiles and amphibians: what have we done so far? *Biodiversity and Conservation* 32:439-468.
- Tews, J., U. Brose, V. Grimm, K. Tielbörger, M.C. Wichmann, M. Schwager & F. Jeltsch. 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography* 31:79-92.
- Uetz, P., P. Freed & J. Hosek (Eds.). 2023. The Reptile Database. <http://www.reptile-database.org> [Consultado en enero 2023]
- Veech, J.A. & T.O. Crist. 2009. PARTITION: software for hierarchical partitioning of species diversity, version 3.0. <http://www.users.miamioh.edu/cristto/partition.html> [Consultado en diciembre 2017]
- Villaseñor, N.R., D.A. Driscoll, P. Gibbons, A.J.K. Calhoun & D.B. Lindenmayer. 2017. The relative importance of aquatic and terrestrial variables for frogs in an urbanizing landscape: key insights for sustainable urban development. *Landscape and Urban Planning* 157:26-35.
- Vitt, L.J. & J.P. Caldwell. 2014. *Herpetology: An Introductory Biology of Amphibians and Reptiles*. Academic Press. USA.
- Vredenburg, V. 2008. *Scaphiopus couchii*: Couch's Spadefoot. Amphibia Web. University of California, Berkeley. <http://amphibiaweb.org/species/5274> [Consultado en enero 2017].
- Walther, B.A. & J.L. Moore. 2005. The concepts of bias, precision and accuracy, and their use in testing the performance of species richness estimators, with a literature review of estimator abundance. *Ecography* 28:815-829.
- Wells, K.D. 2007. *The Ecology and Behavior of Amphibians*. The University of Chicago Press, Chicago. USA.
- Wilson, L.D., J.D. Johnson & V. Mata-Silva. 2013a. A conservation reassessment of the amphibians of Mexico based on the EVS measure. *Amphibian & Reptile Conservation* 7:97-127.
- Wilson, L.D., V. Mata-Silva & J.D. Johnson. 2013b. A conservation reassessment of the reptiles of Mexico based on the EVS measure. *Amphibian & Reptile Conservation* 7:1-47.

