



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA
DE MÉXICO**

**FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES
IZTACALA**

**ANÁLISIS DE LOS PATRONES DEL USO ESPACIO-
TEMPORAL DE LA COMUNIDAD
HERPETOFAUNÍSTICA AL SUR DEL VALLE DE
TOLUCA, ESTADO DE MÉXICO, MÉXICO**

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

B I Ó L O G O

P R E S E N T A :

**MALDONADO-GONZÁLEZ GABRIEL
MICHELLE**



**DIRECTORA DE TESIS:
DRA. KATHLEEN ANN BABB STANLEY**

**TLANEPANTLA DE BAZ, ESTADO DE MÉXICO
2016**



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

“To persevere is important for everybody.
Don't give up, don't give in. There's always
an answer to everything.”

- Louis Zamperini -



Agradecimientos

A la UNAM y en especial a la Facultad de Estudios Superiores Iztacala que me dio la oportunidad para desarrollarme académicamente.

Al Laboratorio de Vertebrados de la Facultad de Ciencias.

A mi directora de tesis la Dra. Kathleen Ann Babb Stanley por el apoyo en este proyecto, por su esfuerzo, dedicación y tiempo brindado. Sus conocimientos, su persistencia, su paciencia y su motivación fueron fundamentales para mi formación como investigador.

Al M. en C. Noé Pacheco Coronel por el apoyo brindado en campo y los comentarios que ayudaron a mejorar este trabajo.

A mis sinodales por el tiempo dedicado para la revisión de este trabajo.

A la gente de San Mateo Texcalyacac y Almoloya del Río por su hospitalidad.

A mis amigos que me ayudaron con el trabajo de campo Jessica, Corina, Misael, Edgar, Fernanda, Daniel, Luis y Miguel. Sin su ayuda este trabajo no hubiera concluido a tiempo.

A mis amigos de la FES Iztacala Jessica, Luis, Héctor, Elena y Daniel que estuvieron conmigo durante la carrera, por su ayuda y por hacer más amenas las clases y las prácticas de campo.

A mis amigos de la Facultad de Ciencias Isela, Corina, Lisette y Luis por sus consejos sobre las técnicas de captura, por su respeto y aprecio a la herpetofauna que fueron una de las tantas motivaciones que tengo para seguir estudiando a estos animales.

Y finalmente, a mis padres y abuelos porque sin su ayuda y apoyo yo no hubiera concluido esta etapa de mi vida.

A ti mamá por todo el amor incondicional, paciencia y cuidados que tienes conmigo.

A ti papá por todos los sacrificios que has hecho y por ser un ejemplo a seguir.

ÍNDICE

RESUMEN	1
INTRODUCCIÓN	2
ANTECEDENTES	6
OBJETIVOS	10
ÁREA DE ESTUDIO	11
El Alto Lerma.....	11
Laguna de Almoloya.....	12
Bosque de pino-encino.....	15
MÉTODO	17
RESULTADOS	21
Composición taxonómica	21
Representatividad del muestreo	22
Diversidad	25
Uso espacio-temporal	26
Rareza y vulnerabilidad	28
DISCUSIÓN	30
CONCLUSIONES	38
LITERATURA CITADA	40
ANEXO 1	54
ANEXO 2	55
ANEXO 3	62

RESUMEN

En la porción alta de la Cuenca del Río Lerma se tiene un valioso acervo de recursos faunísticos seriamente amenazados por la pérdida de su hábitat y por efectos de la contaminación. Los anfibios y reptiles son elementos importantes de la diversidad, además de ser aprovechados en varios sectores productivos. En los últimos años la herpetofauna enfrenta disminuciones en el tamaño de sus poblaciones y la falta de conocimiento obstaculiza entender y apreciar completamente su situación actual. Es preciso documentar los cambios en la distribución y abundancia de las especies para conocer las consecuencias de las actividades humanas sobre las poblaciones de anfibios y reptiles. El presente trabajo se planteó el determinar los patrones de riqueza, composición y uso espacio temporal de la herpetofauna en dos hábitats de la porción sur del Valle de Toluca y evaluar la el grado de rareza vulnerabilidad de las especies. Se establecieron tres transectos, dos en la vegetación de pino-encino y otro en la vegetación de ribera. En cada trasencto se realizó una búsqueda intensiva mensual durante el periodo de septiembre del 2014 a septiembre del 2015. Se encontró un total de 23 especies de anfibios y reptiles, hay dos especies que no se encontraron pero se mencionan en otros trabajos. Se registraron variaciones en el número de especies por mes y por tipo de hábitat. Los meses con mayor riqueza son marzo (60% de las especies de toda el área) y mayo (56%); y abril es el mes con la menor riqueza (26%). En la laguna y vegetación de ribera se registra en todos los meses los valores más bajos de diversidad. De las 25 especies, solo el ajolote del Lerma (*Ambystoma lermaense*) se considera como una especie “muy rara y muy vulnerable. El Curso Alto del Río Lerma es una zona de alta diversidad por presentarse el 37.6% de las especies reportadas en el Estado de México. La presencia del gradiente altitudinal en la zona, así como de diferentes ambientes naturales y de aquellos transformados con fines agrícolas y urbanos, proporciona una gran variedad de microhábitats, que favorecen una riqueza alta de herpetofauna. Los métodos que evalúan el grado de rareza, vulnerabilidad y de protección de las especies de flora y fauna resultan buenas herramientas para determinar el riesgo de las poblaciones o de las especies. Es necesario realizar más estudios sobre la herpetofauna en esta área para conocer las tendencias poblacionales y los requerimientos ecológicos de las especies a mediano y largo plazo, con lo cual se podrá contar con las bases para poder establecer criterios de manejo y conservación del recurso y de sus hábitats.

Palabras clave:

Anfibios, reptiles, San Mateo Texcalyacac, Almoloya del Río, vulnerabilidad.

INTRODUCCIÓN

En la actualidad, la fragmentación y disminución de las poblaciones de especies de flora y fauna silvestre ocurren a una tasa rápida a nivel mundial; lo que resulta en la presencia de poblaciones pequeñas y aisladas en peligro de extinción en un número creciente de taxa (Bambrila, 2006). Al igual que otros taxa, los anfibios y reptiles enfrentan disminuciones en el tamaño de sus poblaciones, que son producto de la suma de factores como la fragmentación y destrucción del hábitat, el tráfico ilegal, la sobreexplotación de algunas especies, presencia de enfermedades, el cambio climático, la contaminación por diversas actividades humanas y la introducción de especies invasoras (Sá, 2005; Todd *et al.*, 2010).

La herpetofauna es un elemento importante como componente de la diversidad y en los procesos biológicos de los ecosistemas (Vitt y Caldwell, 2009). Los anfibios son organismos que se ven con poca frecuencia, sin embargo diversos trabajos han demostrado que son más abundantes de lo que parecen (Burton y Likens ^a, 1975; Kinkead y Otis, 2007). Si consideramos que son organismos relativamente abundantes y que se alimentan de insectos e invertebrados, su importancia como controladores de las poblaciones de insectos y otros invertebrados es alta (Duellman y Trueb, 1986; Young *et al.*, 2004). Los anfibios han colonizado una gran variedad de hábitats y realizan distintas funciones ecológicas, y algunas especies se desempeñan como especies clave (Marcot y Vander, 2001). Muchas especies de anfibios son consumidos por mamíferos, aves y reptiles. También los anfibios son depredadores clave que regulan la abundancia de sus presas dominantes (como artrópodos, anélidos) y sirven como facilitadores de la dinámica del suelo y mejoran la resiliencia de los bosques (Davic y Welsh, 2004). Por otra parte, los reptiles presentan una amplia variedad de adaptaciones a diferentes tipos de ambientes y por tanto desempeñan distintos papeles ecológicos, como: polinizadores (algunos geckos), dispersores de semillas (iguanas), presas, depredadores (Olesen y Valido, 2003). Las lagartijas pueden ser controladores de algunos artrópodos que transmiten enfermedades al hombre (Giery y Ostfeld, 2007).

Los anfibios se aprovechan en varios sectores productivos: en la producción de carne para consumo, reactivos, antibióticos, calmantes del dolor y actualmente el uso de este grupo como mascota es uno de los más rentables en el mercado (Calderón-Mandujano, 2011). Económicamente algunas especies de reptiles han servido como alimento en forma de carne o de huevos, como fuente de piel para usos directos locales y recientemente como opción de comercio, ya sea como pie de cría, mascotas o materiales para peletería (Sánchez, 2011). El veneno de las serpientes de los géneros *Crotalus* y *Bothrops* se utiliza para la creación de faboterápicos*, además de numerosas aplicaciones terapéuticas (por ejemplo como hipotensivo y anticoagulante) y con la piel de las serpientes se fabrican numerosos artículos [llaveros, cinturones, zapatos, carteras (Flores, 1980)]. Los anfibios y reptiles son grandes consumidores de insectos y vertebrados, por lo que favorecen a la agricultura manteniendo las poblaciones de plagas controladas (Ceballos *et al.*, 2009).

La considerable carencia de información sobre el estado de las poblaciones de anfibios y reptiles obstaculiza entender y apreciar completamente su situación actual, en algunos casos los testimonios que se tienen sobre la disminución de las poblaciones son basados en observaciones (Todd *et al.*, 2010).

El aprovechamiento de la herpetofauna implica adquirir un mejor conocimiento de sus poblaciones y sobre los aspectos biológicos de las especies, a distintas escalas geográficas y tiempos; para ello necesitan ser monitoreados a mediano y largo plazo, para conocer sus tendencias poblacionales y requerimientos ecológicos. Este conocimiento necesario para generar estrategias de conservación y manejo, regionales o locales, para mantener la diversidad natural y para maximizar la persistencia, la viabilidad y la productividad de las poblaciones de anfibios y reptiles, especialmente de aquellas especies sujetas a uso humano (Sánchez, 2011).

Este conocimiento es una herramienta importante para la conservación especialmente para los países que albergan una gran riqueza biológica. México

*Faboterápico: antiveneno de alta seguridad y amplia eficacia que no presenta reacciones secundarias severas (Bioclon, 2011).

tiene alrededor del 10% de la riqueza de anfibios y reptiles del mundo (Flores-Villela y García-Vázquez, 2014; Parra *et al.*, 2014). Esta riqueza se explica en función de la posición latitudinal de México, su historia geológica y biogeográfica, su geomorfología, su topografía y amplia variedad de climas y ambientes. En los cuales muchas de las especies de anfibios y de reptiles presentan problemas de supervivencia dada la pérdida y deterioro de los hábitats (Sánchez, 2011).

La pérdida del hábitat es el mayor peligro para la herpetofauna y la respuesta de las especies frente a los cambios ambientales no es instantánea ni igual en todas las especies, algunas son más vulnerables a estos cambios y por ende, las poblaciones gradualmente llegan a un declive que puede llevar a la extinción (Hanski, 2011). La pérdida de hábitat frecuentemente degrada la calidad del ambiente, y como consecuencia altera las actividades de la fauna (Wittenberg y Beaupre, 2014). Por ejemplo, en un hábitat degradado los recursos son escasos y los individuos gastarán la mayor parte de su energía en actividades de forrajeo y disponen de una cantidad mínima de energía para realizar otras funciones [por ejemplo crecer, almacenar energía y reproducirse (Dunham *et al.*, 1989)].

Probablemente la principal causa de la pérdida y fragmentación del hábitat es el crecimiento demográfico desmedido, que ha llevado al humano a hacer un uso irracional de los ambientes, al realizar una tala inmoderada para el establecimiento de áreas destinadas a actividades agrícolas, pecuarias o de otro tipo de uso de suelo, como asentamientos humanos o carreteras. Al mismo tiempo ha aumentado la demanda del agua, para la industria, agricultura y para uso doméstico (Carty, 1992; Maderey y Jiménez, 2001).

En la parte central de México y a lo largo de cinco estados, se encuentra la Cuenca hidrológica del Lerma-Santiago, con una población de más de 15 millones de habitantes y cuenta con una gran diversidad de servicios ambientales. En esta cuenca hay una gran riqueza de flora y fauna, entre ellas, destaca la presencia de 83 especies de reptiles y 43 de anfibios (Barragán *et al.*, 2002; Cotler *et al.*, 2006). En esta cuenca, desde la llegada de los españoles, se ha dado un cambio drástico en el uso del suelo con fines agrícolas, urbanos e industriales y se ha dado una

fuerte extracción del agua. Sin embargo, aún quedan remanentes de ecosistemas no tan alterados, cuyo estudio es importante para su rehabilitación y la conservación de la vida silvestre que hay en ellos. La mayor riqueza de especies animales y de endemismos se encuentra en la parte norte y sur de esta cuenca, coincidiendo con las áreas montañosas. El río Lerma nace en la parte más alta de la cuenca, al sur del Valle de Toluca, en el estado de México y desemboca en el lago Chapala. El nacimiento del río Lerma estaba conformado por más de cincuenta manantiales que alimentaban el lago de Almoloya del Río o Laguna de Chiconahuapan, la primera de tres lagunas en esta región. En esta zona de la cuenca, se exporta el agua del río Lerma para complementar el servicio de agua potable en la ciudad de México, lo que significó una construcción de 234 pozos y acueductos que alteraron los componentes hidrológicos de la cuenca, en la actualidad el nacimiento del río Lerma se forma en la vertiente nororiental del Nevado de Toluca (Maderrey y Jiménez, 2001).

Las ciénegas del Lerma presentan un alto grado de degradación de sus humedales y actualmente se mantienen sólo de algunos pequeños manantiales y de los escasos escurrimientos superficiales de la cuenca natural (Zepeda *et al.*, 2012). En la porción inicial y alta de la Cuenca del Río Lerma, se tiene un valioso acervo de recursos faunísticos, seriamente amenazados por la pérdida de su hábitat y por efectos de la contaminación (INEGI, 2009). Se requiere un gran esfuerzo para poder conservar los remanentes de estos hábitats, para ello es necesario realizar estudios multidisciplinarios, en especial sobre las respuestas de la fauna frente a las perturbaciones humanas y a la contaminación en los ambientes y conocer el grado de sensibilidad de las especies que nos permiten ir conociendo y evaluar los requerimientos de las especies y sus atributos de rareza y vulnerabilidad. Este conocimiento es necesario para asegurar la supervivencia de las especies y un adecuado manejo y conservación de estas así como de sus hábitats (Hartzell, 2001).

Actualmente se requiere el documentar los cambios en la distribución y abundancia de las especies para conocer las consecuencias de las actividades

humanas, pasadas y actuales, sobre las poblaciones de anfibios y reptiles (Skelly *et al.*, 2003; Sánchez *et al.*, 2007). Los estudios ecológicos son herramientas que proporcionan datos para identificar las áreas prioritarias para la conservación de la biodiversidad (por ejemplo Aguilar *et al.*^a, 2009; Gratwicke, 2008; Southern Interior Reptile and Amphibian Recovery Team, 2008; Venegas-Barrera y Manjarrez, 2011).

ANTECEDENTES

En general, en el siglo XX, el estudio de la herpetofauna en el estado de México se ha enfocado a registros de especies de distintas áreas. De acuerdo con Gómez y Terán (1981) desde inicios de 1900 hasta 1980 se contaba con once publicaciones sobre anfibios y reptiles en el estado. Sin embargo, en las tres últimas décadas se registra un incremento en el interés por el estudio de la riqueza y distribución de estos vertebrados en el estado de México (Salcedo, 1986; Manjarrez y Aguilar-Miguel, 1995; Casas-Andreu y Aguilar-Miguel, 2005; Altamirano *et al.*, 2006; Bille, 2009; Ramírez-Bautista *et al.*, 2009; SMA, 2010; Gil, 2014); a pesar de ello, aún hay zonas en las que se tiene un conocimiento muy pobre.

Destacando entre estos estudios el realizado por Lemos y Rodríguez (1984) que comparan el ensamble de anfibios y reptiles de dos zonas: una alterada y un bosque templado en el ejido de Cahuacán, encontrando que la composición en ambas zonas no difiere, sin embargo la mayor abundancia, diversidad y biomasa se encuentran en las zonas alteradas.

Baig (2004) aportó una vasta lista de los reptiles en de la región centro-suroeste del estado de México en un gradiente altitudinal (comprendiendo siete municipios). Obtuvo un total de 37 especies y la zona con mayor diversidad para el área comprende las altitudes entre los 1000-2000 msnm.

Gil (2014) realizó un estudio de la herpetofauna en Chapa de Mota, estado de México. Encontró cinco especies de anfibios y diez especies de reptiles. La familia con mayor riqueza fue Phrynosomatidae con cinco especies, las especies

más abundantes fueron *Dryophytes eximius*, *Sceloporus grammicus* y *Lithobates expectabilis*. Menciona que el microhábitat más utilizado por el ensamble es el saxícola.

Olvera (2015) identificó algunos atributos ecológicos de la herpetofauna en el municipio de Tequixquiac, estado de México. Encontró una riqueza de 17 especies destacando que 11 especies se consideran raras, la zona presenta una baja diversidad y son dos las especies dominantes: *Dryophytes eximius* y *D. plicatus*.

Para el Valle de Toluca, se tienen zonas con un alto valor para la conservación de la herpetofauna ya que es una zona con elevados valores de diversidad α (Aguilar *et al.*, 2009). En la porción del Parque Nacional Nevado de Toluca, Salcedo (1986) realizó una guía de campo, con claves dicotómicas para la identificación de 15 especies de la herpetofauna del parque. Sánchez-Jasso *et al.* (2013) realizaron listados faunísticos de los vertebrados en un bosque reforestado en el mismo parque, encontrando 13 especies de anfibios y reptiles con afinidad neártica. Álvarez (2015) en su estudio enfocado en la distribución actual y el grado de invasión de la rana toro (*Lithobates catesbeianus*) en los cuerpos de agua del Valle de Toluca, reporta seis especies de anfibios y reptiles.

Dentro del Curso Alto del Río Lerma, en la subcuenca Antonio Alzate, se tiene los estudios preliminares sobre la fauna de vertebrados terrestres realizados por Babb y Pacheco (2011) y los inventarios florísticos y faunísticos en esta cuenca alta realizados por SMA en el 2010. Se tiene también, el inventario de la herpetofauna del parque estatal Nahuatlaca-Matlazinca (Manjarrez y Aguilar-Miguel, 1995), en donde se reportan doce especies de anfibios y reptiles.

Careciendo todos ellos de la evaluación de riesgo de extinción de cada especie y el análisis de los atributos biológicos de los ambientes, a través del uso de especies de anfibios y reptiles, y de índices biológicos integrales, que permitan evaluar los requerimientos de las especies y su relevancia, conocimiento necesario

para asegurar la supervivencia de las especies y un adecuado manejo y conservación de la herpetofauna y de sus hábitats (Roig y Martínez, 1998).

Los índices de integridad biológica (IIB) utilizan una representación de dos o más indicadores (como algunos atributos biológicos y ecológicos medibles que pueden ser afectados de una u otra manera por las actividades humanas) y representan la síntesis de la información biológica de manera numérica. Estos índices son una forma de mostrar las relaciones entre la influencia humana y los atributos biológicos y ecológicos. Se calculan a partir de variables derivadas de una o varias características de los ecosistemas, particularmente de sus comunidades bióticas (Sudlow, 2004). La evaluación con el índice de vulnerabilidad y rareza, utiliza atributos poblacionales (Rabinowitz *et al.*, 1986) al igual que el Método de Evaluación del Riesgo de Extinción de las Especies Silvestres [MER (Sánchez *et al.*, 2007)]; ambos métodos son intentos por realizar una clasificación objetiva y repetible para determinar la vulnerabilidad de un taxón frente a la extinción y se basan en la ponderación de atributos cualitativos y cuantitativos, que se les asigna un puntaje, de modo que la suma aritmética de cada criterio está relacionada directamente con el grado acumulativo del riesgo de rareza, vulnerabilidad y de extinción (Babb, 2010).

Varios estudios han demostrado una correlación entre la degradación ambiental y algunos indicadores biológicos, como son los cambios en la riqueza, cambio en la proporción de especies nativas y exóticas, presencia de algunas especies indicadoras de perturbación (Karr, 1981; Karr *et al.*, 1986; Karr, 1999; Karr y Chu, 1999). En los ambientes naturales, la modificación del hábitat (por ejemplo la tala de árboles y la extracción de madera) puede reducir la riqueza y abundancia de la fauna de vertebrados terrestres (Hampton *et al.*, 2010) y cada especie puede responder de diversas formas a los cambios del hábitat, por ejemplo la presencia de algunos anfibios y reptiles es más común en áreas deforestadas que en los lugares con ausencia de perturbaciones (Hampton *et al.*, 2010; Perison *et al.*, 1997). Cambios en el hábitat natural pueden alterar la abundancia y la riqueza de las

especies, es por ello que la salud de los ambientes es comúnmente evaluada por la composición de la comunidad (Harrison y Whitfield, 2004; Arand *et al.*, 2005).

Los anfibios y reptiles son excelentes indicadores de la calidad del hábitat porque son altamente susceptibles a las modificaciones del mismo (Burton y Likens^b, 1975; Stevenson *et al.*, 1985; Wake, 1991). Además estas especies representan una proporción significativa de la biodiversidad y a menudo son encontradas en altas densidades, permitiendo detectar cambios en la densidad en estudios comparativos (Hampton *et al.*, 2010).

Por lo anterior el presente trabajo se planteó el determinar los patrones de riqueza, composición y uso espacio temporal de la herpetofauna en dos hábitats de la porción sur del Valle de Toluca y evaluar la el grado de rareza vulnerabilidad de todas las especies.

OBJETIVOS

Objetivo general

Analizar los patrones espacio temporales en la riqueza, composición taxonómica y la abundancia de la herpetofauna a lo largo de un año en dos hábitats distintos de los municipios de San Mateo Texcalyacac y Almoloya del Río, en la porción sur del Valle de Toluca, en el inicio del Curso Alto del Río Lerma, estado de México.

Objetivos particulares

- Realizar y actualizar el inventario de la herpetofauna de la porción sur del Valle de Toluca en el Curso Alto del Río Lerma, en los municipios de San Mateo Texcalyacac y Almoloya del Río, estado de México.
- Analizar los patrones de riqueza, composición y abundancia de la herpetofauna por mes, altitud y por hábitat: laguna-vegetación de ribera, cultivos y bosque de pino-encino).
- Conocer las variaciones en el uso por hábitat de las especies presentes.
- Obtener un índice de rareza-vulnerabilidad de la herpetofauna que habita en el área de estudio; para determinar las especies de anfibios y de reptiles más sensibles y que requieran ser estudiadas.

ÁREA DE ESTUDIO

El Alto Lerma

La región del Alto Lerma se encuentra en la cuenca del Río Lerma-Chapala (figura 1), ocupando el 26.2% del territorio del estado de México y está integrada por los valles de Toluca y Atlacomulco-Ixtlahuaca, en la provincia fisiográfica del Eje Neovolcánico. El 86% de los suelos son destinados principalmente a uso agrícola, pecuario y forestal. El uso forestal se ubica en las áreas montañosas de mayor pendiente, donde predominan los bosques templados y se explotan de forma muy restringida (Orozco y Sánchez, 2004). El principal receptor de agua es el río Lerma, que se origina en las lagunas de Almoloya del Río (Chiconahuapan), San Bartolo (Chimaliapan) y Lerma (Chignahuapan) y es alimentado por los afluentes que bajan de las laderas noreste y norte del Nevado de Toluca (SMA, 2010).

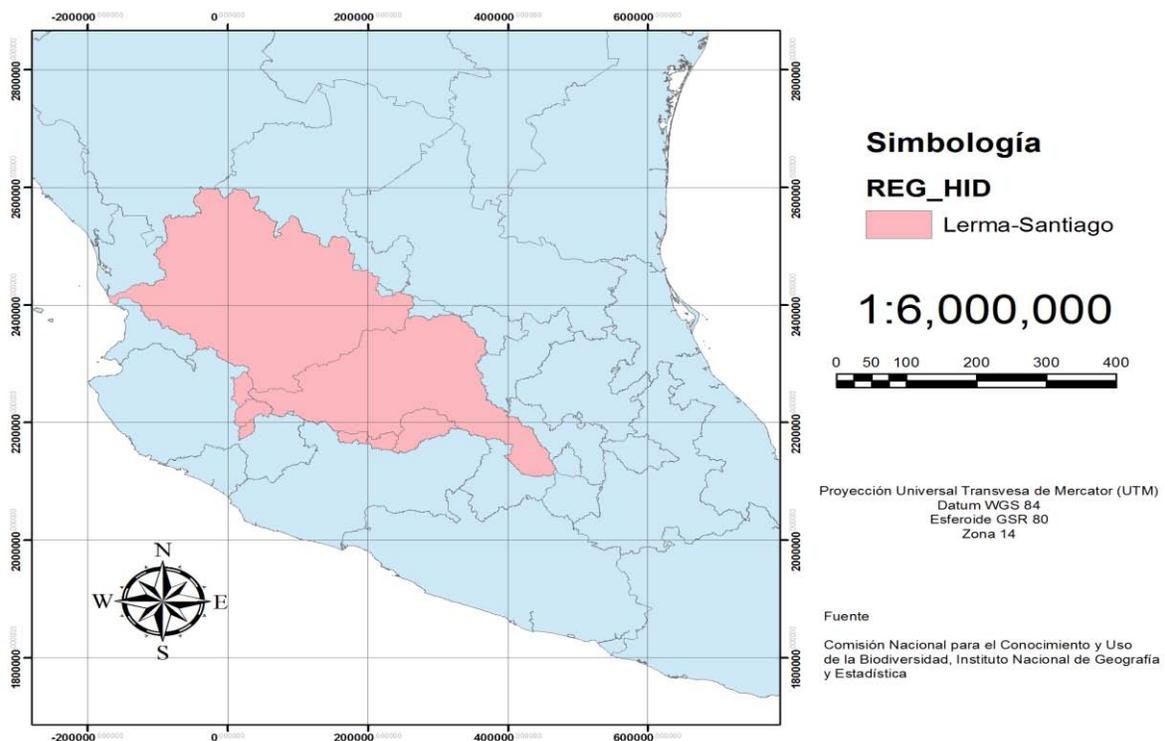


Figura 1. Ubicación de la cuenca hidrológica Lerma-Chapala. Datos tomados de INEGI (2009), elaboración propia.

Laguna de Almoloya

Las ciénegas del Lerma, ubicadas en la franja oriental del valle de Toluca (figura 2), originan el río Lerma y están compuestas por tres cuerpos de agua. Estas lagunas tienen un papel importante en el almacenamiento e infiltración del agua y así mismo funcionan como vasos reguladores de inundaciones, además poseen una gran diversidad biológica (Pérez y Valdés, 2006). Las ciénegas del Lerma han sido declaradas en parte, como Área Natural Protegida (ANP) para la protección de su flora y fauna (DOF, 2002), sin embargo están sometidas a una presión alta de uso y cambio de suelo. Las áreas de agua abierta y de tular son las que han perdido la mayor extensión para ser remplazadas por áreas urbanas y de cultivo. Las ciénegas de Chignahuapan y Chiconahuapan (Almoloya) presentan un mayor deterioro de sus ambientes naturales, Chiconahuapan es la más reducida pero aún alberga una riqueza ligeramente mayor de flora acuática (Zepeda *et al.*, 2012).

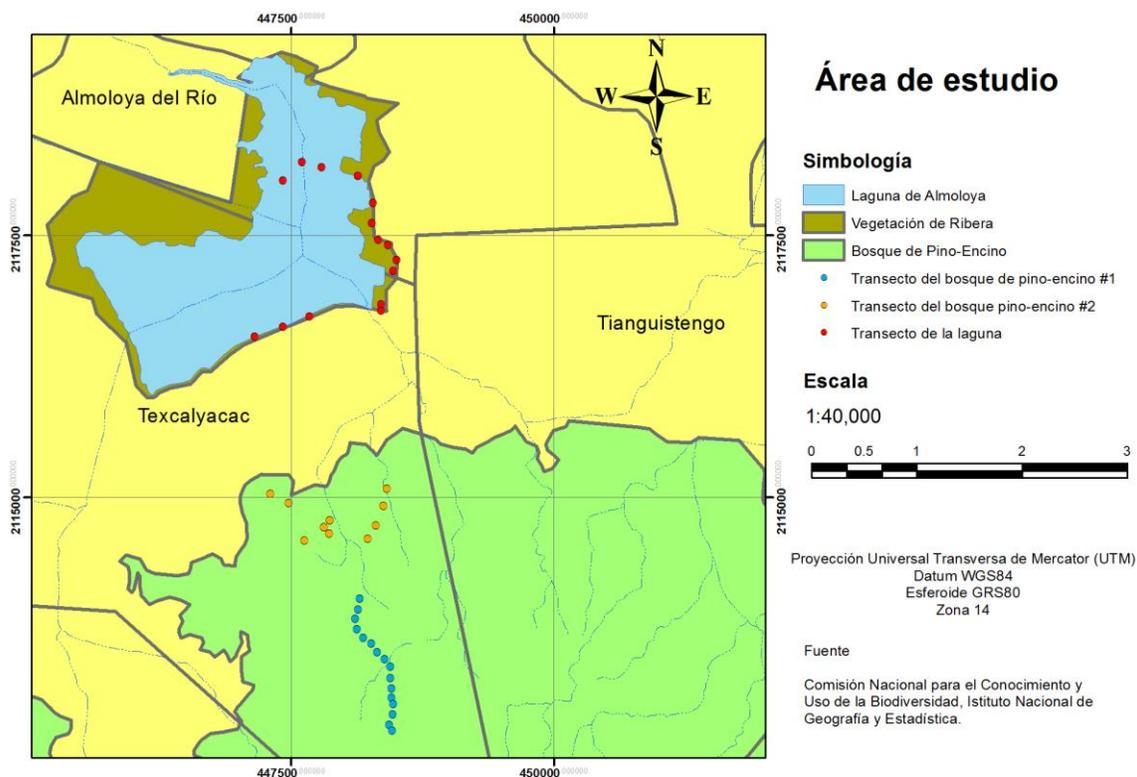


Figura 2. Ubicación la zona de estudio. Datos tomados de INEGI (2009), elaboración propia.

La laguna de Almoloya o de Chiconahuapan, se localiza entre los municipios de San Mateo Texcalyacac, Almoloya del Río y Santa Cruz Atizapán, Estado de México (INEGI, 2009^a). Se ubica entre los paralelos 19° 05' y 19° 10' de latitud norte y los meridianos 99° 27' y 99° 33'. Esta laguna es la más alta de las tres lagunas que conforman el Curso Alto del Río Lerma, tiene una extensión de 596 ha y una profundidad máxima de cinco metros (Ceballos, 2006). En ella se origina el cuerpo receptor general de la cuenca, el río Lerma, y es alimentada con los afluentes que bajan de las laderas noreste y norte del Nevado de Toluca. Actualmente, en el Curso Alto, la laguna de Almoloya es la única en funcionar como almacenamiento de agua natural perenne del complejo lagunar del río Lerma (Peña *et al.*, 2000).

En estos municipios se presentan rasgos geomorfológicos típicos de un área lacustre, compuesta por principalmente por suelos aluviales predominando el gleysol y en menor proporción se encuentran suelos de tipo phaeozem, andosol, regosol y vertisol (INEGI, 2009^{a, b}). La litología del área está conformada por rocas ígneas extrusivas, basaltos, tobas y brechas volcánicas que datan del cuaternario. El clima de la región es templado subhúmedo con lluvias en verano del tipo C(w²)(w)b(i'); con temperaturas medias de 10-14°C y una precipitación de 800-1,100 mm anuales (García, 1973; INEGI, 2009^{a, b}). Más del 54% del área del suelo de los municipios de San Mateo Texcalyacac y Almoloya del Río se destina al cultivo de maíz, frijol, papa, haba, trigo y cebada, mientras que las zonas urbanas constituyen el 14% del área de estos municipios (INEGI, 2009^{a, b}).

El tipo de vegetación dominante es el tular [asociaciones de *Scirpus lacustris*-*Juncus effusus* (figura 3)], que llega a extenderse hasta el interior de la laguna (hasta 3 m de profundidad), y especies que tienden a proliferar en las orillas de las ciénegas, como gramíneas (*Leersia hexandra* y *Panicum holciforme*) y ciperáceas (*Eleocharis palustris*, *Carex densa* y *Juncus scirpoides*). Almoloya alberga 29 especies de plantas acuáticas: se pueden encontrar hidrófitas sumergidas en pequeñas áreas (*Ceratophyllum demersum*, *Myriophyllum heterophyllum*, *Ruppia maritima*, *Potamogeton spp.* y *Najas guadalupensis*), plantas arraigadas como *Nymphaea flavovirens* y *Limnanthemum humboldtianum*, y plantas no arraigadas

pequeñas como *Lemna gibba*, y de mayor tamaño como *Eichhornia crassipes*, *Hydromistria laevigata* y *Limnobium stoloniferum* (Ceballos, 2006; Zepeda *et al.*, 2012).



Figura 3. Tulares de la laguna de Chiconahuapan, estado de México. Foto por Gabriel Maldonado, 2015.

Así mismo se pueden encontrar plantas emergidas asociadas a raíces como las orquídeas *Spiranthes graminea* y *Habenaria limosa*, la cariofilícea (*Arenaria bourgaei*) y algunas plantas halófitas (*Aganippea bellidiflora*, *Bidens chrysanthemoides*, *Leersia hexandra*). En el litoral de la laguna hay una gran diversidad de plantas que se desarrollan a lo largo de canales estrechos y orillas de zanjas, e incluyen a especies amenazadas como *Sagittaria macrophylla* (Zepeda-Gómez *et al.*, 2012). Se estima que han desaparecido del área el 70% de las especies que componían la comunidad del litoral de las Ciénegas (Ceballos, 2006).

Almoloya alberga una gran cantidad de poblaciones de fauna, especialmente de vertebrados, algunas de ellas endémicas y en peligro de extinción. Entre las especies de mamíferos que se encuentran en Almoloya están: roedores como los ratones *Peromyscus maniculatus* y *Sigmodon hispidus*, el tlacuache (*Didelphis virginiana*), el conejo (*Sylvilagus floridanus*) y la comadreja (*Mustela frenata*) (Monterrubio, 1991). Entre las principales especies de aves acuáticas se encuentran: *Anas acuta*, *A. crecca*, *A. clypeata*, *A. cyanoptera*, *A. discors*, *A. strepera*, *Aythya americana* y *Gallinago gallinago*. En total se han reportado en la

zona 44 especies de aves, tanto residentes como migratorias (Babb, 2003). Hay dos especies de peces endémicas *Notropis sallei*, la mayoría de sus poblaciones muestran altas densidades y *Girardinichthys multiradiatus* ha sido considerado como un indicador biogeográfico del Alto Lerma (Ceballos, 2006).

En 1938 surgió el proyecto hidráulico del Alto Lerma, con el objetivo de abastecer la demanda de agua en la Ciudad de México. El sistema hidráulico se compone por una red de canales acueductos y presas que extraen 9.6 m³/s de agua al día. El deteriorado cauce del río Lerma, a lo largo de su trayectoria por el estado de México, se ha convertido en un canal de aguas negras pues recibe una cantidad considerable de agua residual de la entidad. Lo anterior ha provocado que los recursos hidráulicos de origen fluvial se deterioren irreversiblemente y ha desarticulado el sistema lagunar. Como resultado de la ruptura del equilibrio ecológico se manifiestan efectos colaterales como la desecación de los cuerpos de agua, el aumento paulatino de la temperatura en la región, la disminución del volumen anual de precipitación pluvial, periodos prolongados de sequía y el incremento de la profundidad de los mantos freáticos en el valle de Toluca (Orozco y Sánchez, 2004).

Bosque de pino-encino

Se ubica en los límites del Parque Estatal Nahuatlaca-Matlazinca (PENM). El PENM se ubica en los paralelos 19°03' y 19°08' latitud norte y entre los meridianos 99°24' y 99°31' longitud oeste, localizado en la provincia del Eje Neovolcánico Transversal abarcando los municipios de Ocuilan, Tenango del Valle, Joquicingo, Malinalco, Tianguistengo y San Mateo Texcalyacac, estado de México. En esta región se presenta un relieve montañoso con altitudes que varían entre los 1,564-3,300 msnm. En el PENM los derrames y productos piroclásticos de composición andesítica son los más abundantes. La geología estructural está representada por tres manifestaciones plio-cuaternarias que se dividen en tres grupos: 1) grandes estrato-volcanes donde la composición litológica varía de andesita a diacita; 2) pequeños conos o derrames de actividad breve donde la composición litológica varía entre basalto, basalto andesítico y andesita; y 3) productos riolíticos escasos

y agrupados en pequeñas porciones. Los suelos que se pueden encontrar en el PENM son andosol, cambisol, phaeozem y litosol. El clima de la región es templado subhúmedo con lluvias en verano del tipo C(w²)(w)b(i') y el suelo es utilizado por asentamientos urbanos (2%) y actividades agropecuarias (55%) (García, 1973; SMA, 2010).

El tipo de vegetación representante del PENM es el bosque mixto de pino-encino (figura 4), en las porciones altas se encuentran los bosques de pinos y en las bajas los bosques de pino-encino. Las especies dominantes son *Pinus teocote*, *P. montezumae*, *P. leiophylla*, *P. hartwegii*, *Quercus laeta*, *Q. mexicana* y *Q. rugosa*; el estrato arbustivo es denso, constituido principalmente por *Senecio barba-johannis*, *Eupatorium glabratum*, *Fuchias microphylla* y *Ribes ciliatum*; y el estrato herbáceo se puede encontrar en los lugares donde hay una mayor perturbación, se puede encontrar *Dydimaea alsinoides*, *Salvia aeschenbornii* y *Senecio callosus* (Gobierno del Estado de México, 2011).



Figura 4. Bosque de Pino-Encino en el Parque Estatal Nahuatlaca-Matlazinca, estado de México. Foto por Gabriel Maldonado, 2015.

MÉTODO

El presente estudio se llevó a cabo de septiembre del 2014 a septiembre del 2015. Para registrar a la herpetofauna, se realizaron visitas mensuales (salvo noviembre del 2014) a la zona con una duración de tres o cuatro días. El monitoreo de la herpetofauna, se realizó siguiendo lo sugerido por Ryan, *et al.* (2002), a través de la búsqueda directa de organismos. Se delimitó un transecto de 1.6 km en las orillas de la laguna (donde se establecieron 16 parcelas, de 15x15m), abarcando el espejo de agua, la vegetación de ribera y las áreas de cultivos (2,500 msnm); y en el bosque de pino-encino dos transectos de 1.5 km, con diez parcelas de 15x15m cada uno, cubriendo desde el ecotono hasta el bosque (desde los 2,600 hasta los 2,800 msnm). Se mantuvo una separación entre parcelas de unos 200 a 250 m. entre ellas, para mantener una distancia estadísticamente independiente entre punto y punto (Bibby *et al.*, 2000). En cada parcela se realizaba una búsqueda de 15 minutos en un horario de 10:00 a 19:00 horas. Durante la época de lluvias, se realizaron tres salidas nocturnas en la orilla de la laguna de 20:00 a 22:00 horas para la búsqueda de anfibios.

Para poder localizar y de ser posible capturar a las especies, se siguió lo propuesto por Ryan *et al.* (2002). En cada parcela, se exploraba el suelo, la vegetación herbácea y arbustiva, y en los troncos de los árboles (hasta 200 cm de altura), además se voltearon troncos caídos y piedras, y se removió la hojarasca del suelo cercana a árboles y tocones. En la laguna se realizó la búsqueda de especímenes de hábitos acuáticos (ranas, ajolotes y culebras) en las zonas con vegetación anegada, a ambos lados de los canales de riego y en las zonas no inundadas y de cultivos.

La captura de la herpetofauna se realizó manualmente en el caso de anfibios, lagartijas y culebras, y con la ayuda de un gancho herpetológico para las serpientes de la familia Viperidae. A cada individuo se le tomó los datos merísticos correspondientes y posteriormente se liberaron (Aguirre-León, 2011). Para cada organismo registrado se anotó: tanto las coordenadas geográficas, como la altitud por medio del uso de un GPS (marca Bushnell modelo ONIX200CR), como la

especie, número de individuos y el tipo de vegetación bosque de pino-encino, vegetación de ribera-cultivos, el estrato (árbol, arbusto, hierba, suelo o en el agua) y sustrato (piedra, tronco, hojarasca).

La identificación a nivel especie se efectuó con claves taxonómicas especializadas y guías de campo (Flores *et al.*, 1995; Ramírez-Bautista *et al.*, 2009). En este estudio se toman en cuenta los cambios taxonómicos propuestos por Rovito *et al.* (2015) para la familia Plethodontidae y Duellman *et al.* (2016) para la subfamilia Arboranae. El listado obtenido en este trabajo se complementó con los datos obtenidos por Babb y González (1989, no publicado), Manjarrez y Aguilar (1995), Babb *et al.* (2002, no publicado) y Babb y Pacheco (2011) realizados en la porción de la Cuenca Alta Lerma y en el Valle de Toluca.

Con los datos recabados, se realizaron curvas de acumulación de especies de la herpetofauna por cada tipo de tipo de hábitat, para saber si el muestreo fue representativo. Estos valores se compararon con el estimador no paramétrico de Chao 2 utilizando el programa EstimateS 9.1 (Colwell, 2013). Este estimador se basa en el número de especies que se presentan solamente en un muestreo (*uniques*) y reduce el sesgo de los valores estimados en muestras pequeñas (Moreno, 2001 y Gallina y López, 2011).

Con los datos de la presencia y abundancia de cada especie, se analizaron las variaciones espacio-temporales en la riqueza total por grupo, por composición taxonómica, por hábitat y mes. También se obtuvo el índice de diversidad de Shannon-Wiener (H') por mes y hábitat y para comparar con otros estudios realizados en el estado se utilizó el índice de dominancia de Simpson (D) (Marrugan, 2004). Con la finalidad de analizar si las especies se distribuyen uniformemente o no en el área, se utilizaron las proporciones de los individuos por especie, mes y hábitat, para obtener el índice de amplitud de nicho estandarizado propuesto por Levins, en el cual se obtienen valores de 0 a 1, donde los valores cercanos a uno representan a una especie que tiende a ser un uso amplio de recursos (generalista) y valores cercanos a cero corresponden a especies que tienden a ser especialistas (Krebs, 1980).

Con los datos de las especies y sus abundancias, por mes y vegetación (bosque de pino-encino y vegetación de ribera (se incluyó en esta vegetación el área de cultivos y el espejo de agua) se efectuó el análisis sobre la similitud espacio-temporal entre especies por meses y hábitats, utilizando el coeficiente de distancias euclidianas. Para su representación gráfica a través de un dendrograma, se efectuó con la matriz obtenida el agrupamiento no ponderado de la media aritmética (UPGMA) por mes y tipo de vegetación (Ludwig y Reynolds, 1988). Con el objetivo de visualizar las disimilitudes en los patrones de uso espacio temporal de la herpetofauna, se realizó el análisis de escala multidimensional (MSD) con la matriz de similitud entre especies (estandarizada con el método de Kruskal) y con regresión montónica (Magurran 2004), para todo lo anterior, se utilizó el programa de NTSYS, ver 2.1. Para fines de comparación y una vez comprobado que los datos de riqueza y abundancia no se distribuyen normalmente, se realizó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis corregida (H_c); para comparar los valores de diversidad de Shannon-Wiener se aplicó la prueba de varianza de t de Student y la prueba de correlación ρ de Spearman para analizar si hay relación entre la abundancia con la riqueza (Zar, 1999).

Para la obtención del índice de rareza y vulnerabilidad para cada especie registrada se consultó la bibliografía (Lemos y Smith, 2009; Ramírez-Bautista *et al.*, 2009; Lemos-Espinal y Dixon, 2013; Ramírez-Bautista *et al.*, 2014), los datos de años anteriores (Babb y González, 1989; Babb *et al.*, 2002 datos no publicados) y lo obtenido en el campo, se consideraron algunos de los criterios de rareza vulnerabilidad propuestos por Rabinowitz y Dillon (1986) y otros atributos propuestos por Sánchez *et al.* (2007) y Babb (2010), como serían las consideraciones a nivel general de la distribución de la especie en el país y altitudinal; aquellos relacionados con la selección del hábitat y microhábitat (seis tipos de vegetación y diez de microhábitat); la presencia de las especies por año registrado en el área de estudio y la abundancia por mes obtenida en este trabajo, de tal forma que se obtuvieron los atributos y puntajes del cuadro 1. A cada atributo se le asignaron valores y la suma máxima de ellos, sería de 25 puntos correspondiendo este a una especie muy rara y muy vulnerable.

Cuadro 1. Criterios utilizados para la evaluación de rareza y vulnerabilidad. *Criterios basados en la bibliografía y **criterios basados en datos obtenidos en campo.

Categoría	Datos	Valor
Distribución y endemismo *	Endémica al estado de México.	4
	Endémica en parte del Eje Neovolcánico Transversal (menos del 50%)	3
	Endémica al Eje Neovolcánico Transversal	2
	Endémica de México (amplia distribución)	1
	No endémica	0
Selección de microhábitat**	Sólo en un tipo de microhábitat	3
	En dos tipos de microhábitat	2
	Más de dos tipos de microhábitat	1
Selección de vegetación*	Sólo en un tipo de vegetación	3
	En dos tipos de vegetación	2
	Más de dos tipos de vegetación	1
NOM059*	En peligro	3
	Amenazada	2
	Protección especial	1
	Sin categoría	0
UICN*	Peligro crítico	3
	Vulnerable	2
	Amenazada	1
	Preocupación menor	0
Usos*,**	Mascotas, alimento y otros	1
	Ninguno	0
Presencia a lo largo de los años de estudio (1988,1994, 2002, 2011 y 2015)*,**	En un año	4
	En dos años	3
	En tres años	2
	En más de tres años	1
Abundancia (total de individuos por especie/mes)*	Raras y escasas	4
	Ubicuas y poco abundantes	3
	Comunes y abundantes	2
	Muy comunes y muy abundantes	1
	Valor mínimo obtenido	4
	Valor máximo obtenido	25

RESULTADOS

Composición taxonómica

La herpetofauna registrada en el área de estudio se compone por 23 especies pertenecientes a nueve familias y doce géneros, con un total de 405 individuos registrados. La familia con mayor riqueza fue Phrynosomatidae con seis especies, seguida de las familias Natricidae y Pletodonthidae con cuatro especies cada una (anexo 1). Seis especies son nuevos registros para la zona. En el área de cultivos se registraron solamente dos especies cada una con un individuo, y en la laguna dos individuos de una especie (en el siguiente análisis se decidió juntar estos datos con los obtenidos en la vegetación de ribera).

El grupo de los reptiles representó el 69.6% del total de especies registradas (cuadro 2). Las nueve especies de serpientes representan el 39.1% del total de reptiles registrados, mientras que los anuros representan tan solo el 8.7% de las especies (dos especies).

Por grupo taxonómico, los urodelos representan el 71.4% de las siete especies de anfibios registradas; siendo la familia Plethodontidae la más rica (cuatro especies). Para el caso de las 16 especies de reptiles, las tres familias de serpientes representan el 56.2% del total de especies, sin embargo, la familia con mayor riqueza fue Phrynosomatidae a la que pertenecen las lagartijas del género *Sceloporus*, con seis especies.

El bosque de pino-encino presentó la mayor riqueza, con 16 especies. Estas pertenecen a seis familias y ocho géneros. Los lacertilios están representados por siete especies (48.57% del total para el bosque) de los cuales la mayor riqueza (6 especies) se presentó en la familia Phrynosomatidae (37.5%). En el bosque, los anfibios sólo se encuentran representados por la familia Plethodontidae con cuatro especies. Fueron dos especies que en este estudio no se registraron pero se reportaron en años anteriores: *Isthmura belli* y *Dryophytes plicatus*.

Cuadro 2. Composición de la comunidad de anfibios y reptiles de la laguna de Chiconaguapan y el parque estatal Nahuatlaca-Matlazinca al sur del valle de Toluca, estado de México.

Grupos	Familias	Géneros	Especies
Anura	2 (22.2%)	2 (16.6%)	2 (8.7%)
Urodela	2 (22.2%)	4 (33.3%)	5 (21.7%)
Serpentes	3 (33.3%)	4 (33.3%)	9 (39.1%)
Lacertilia	2 (22.2%)	2 (16.7%)	7 (30.4%)
Total	9	12	23

Representatividad del muestreo

El esfuerzo del muestreo es representativo de acuerdo al estimador no paramétrico Chao 2 ya que las 23 especies detectadas, representan el 76.97% de las especies predichas por el estimador. La asíntota se observa a partir del décimo muestreo (julio) en el bosque de pino-encino y en la vegetación de ribera y la laguna desde el sexto muestreo [abril (figura 5 ^{a, b} y ^c)].

En la laguna y la vegetación de ribera se encontraron ocho especies de anfibios y reptiles, pertenecientes a cinco familias y cinco géneros. El grupo Serpentes presenta la mayor riqueza con cinco especies y la familia Natricidae tiene la mayor riqueza (tres especies). Los anfibios de la laguna se encuentran representados por tres especies, dos anuros y un urodelo.

Riqueza y abundancia

Se registran variaciones en el número de especies totales por mes y por tipo de hábitat. Los meses con mayor riqueza son marzo (60% de las especies de toda el área) y mayo (56%); abril es el mes con la menor riqueza (26%); situación similar ocurrió en el bosque de pino-encino cuya riqueza total fue de 16 especies, siendo marzo y mayo los meses con la mayor riqueza (62.5% en cada mes) y febrero (43% de las especies) y abril (37%) son los meses con la menor riqueza durante el año de muestreo. En la laguna y vegetación de ribera hay una menor riqueza (8 especies) a lo largo del año y en los meses de febrero, agosto y septiembre del 2015, no se detectó a ninguna especie. Existen diferencias significativas entre la

riqueza total de cada mes (Prueba de Kruskal-Wallis corregida; $H_{c0.05}=11.11$ $n=12$), por mes y tipo de hábitat ($H_{c0.05}= 13.33$).

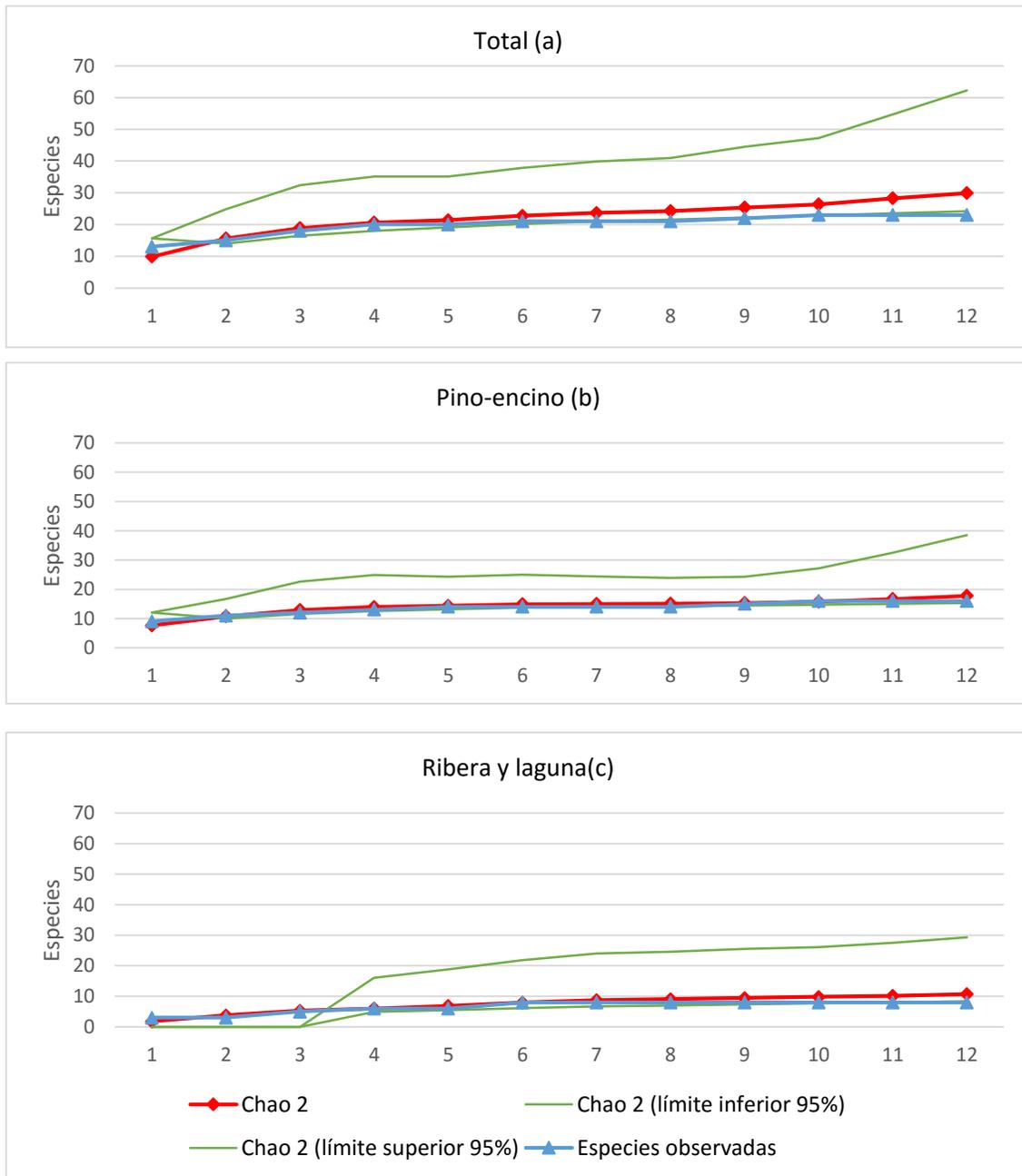


Figura 5. Curvas de acumulación de especies y el estimador no paramétrico Chao 2 de: a) todos los tipos de hábitats, b) bosque de pino-encino y c) vegetación de ribera y laguna.

En total se contaron 405 individuos, el 91.25% de estos se detectaron en el bosque de pino-encino y solo el 8.75% de los individuos estuvieron en la laguna y

vegetación de ribera. Hay diferencias significativas entre las abundancias de cada hábitat por mes; destacando que las abundancias y el número de las especies, en ambos hábitats se correlacionan directamente: en el bosque (coeficiente de correlación de Spearman $\rho_s = 0.7237$, $n = 12$); y en vegetación de ribera ($\rho_s = 0.8535$, $n = 12$). Se registran diferencias significativas entre las abundancias por especie, mes y hábitat (Hc a $p_{0.05}$). La riqueza y abundancias totales no se correlacionan significativamente entre ellos, pero la abundancia de la herpetofauna en pino-encino si se relaciona de manera directa con la abundancia total y riqueza total en el área ($\rho_s = 0.991$ y $\rho_s = 0.7237$ respectivamente).

En lo que se refiere a la dominancia numérica de las especies, son cuatro especies las que representan el 62.4% del total de individuos (todas ellas exclusivas al bosque): *Pseudoeurycea leprosa* (72 ind.), *Sceloporus torquatus* (67 ind.), *Sceloporus aeneus* (59 ind.) y *Plestiodon copei* (54 ind.). Hay dos especies con un solo individuo en el bosque: la culebra (*Conopsis nasus*) y la salamandra (*Pseudoeurycea altamontana*) (figura 6). En la laguna y vegetación de ribera la especie con mayor abundancia fue *Thamnophis eques* (16 individuos) y las especies con un solo individuo fueron: el ajolote (*Ambystoma lermaense*), la víbora de cascabel (*Crotalus triseriatus*) y la rana (*Lithobates* sp.).

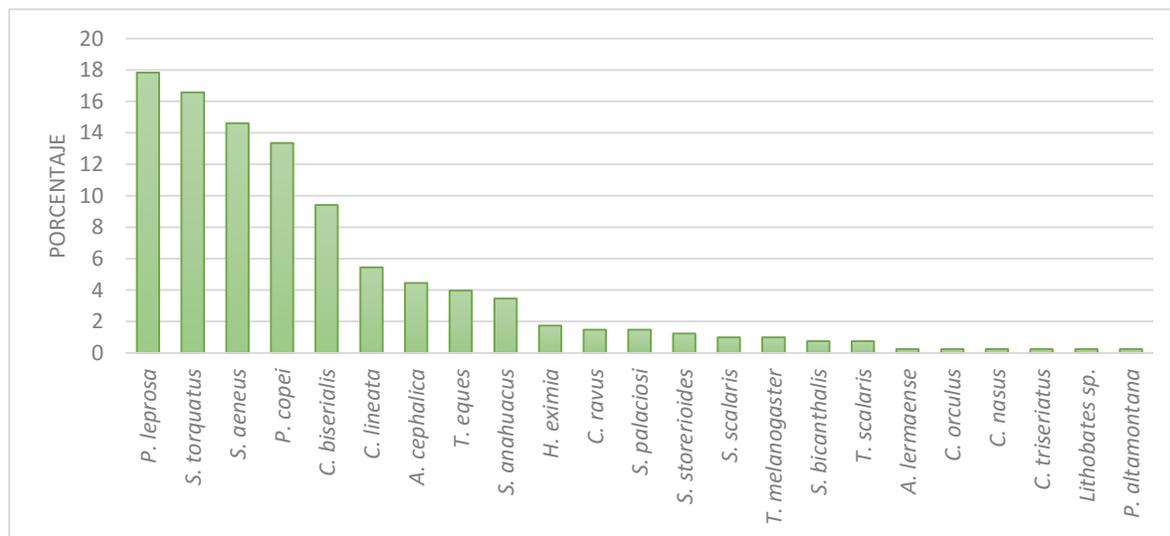


Figura 6. Abundancia relativa de las especies de la herpetofauna, de septiembre 2014 a septiembre 2015 de la herpetofauna del área de estudio.

En toda el área es mayo el mes con la mayor abundancia (17.53% del total) y abril cuando se registra el menor número de individuos (2.71%); así en el bosque de pino-encino, el 17.88% del total de individuos se registró en mayo, julio y septiembre del 2015, se tienen registrados el 39.01 % del total de individuos. En la vegetación de ribera y laguna en los meses de agosto y febrero no se detectó ninguna especie y el mes en el que se encontró un mayor número de individuos fue diciembre con seis individuos [17.14% del total en este ambiente (figura 7)].

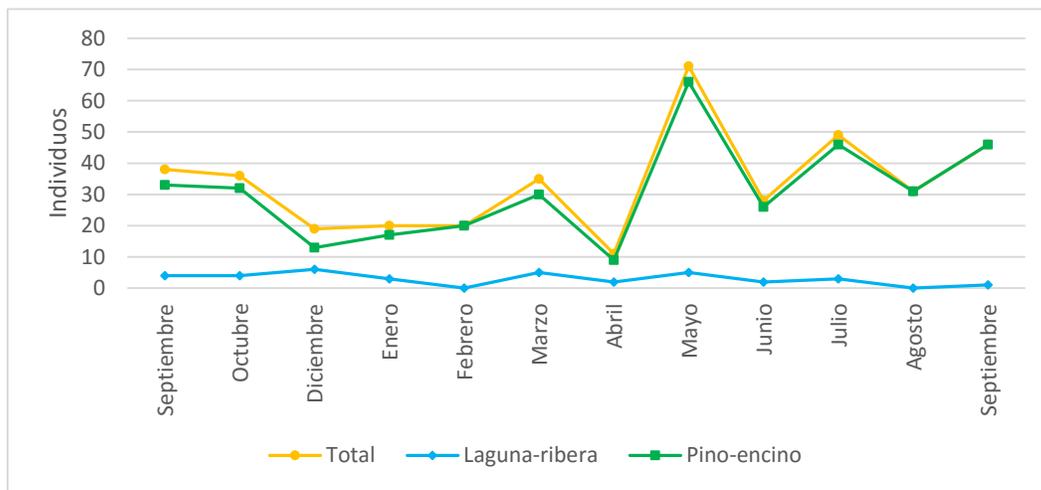


Figura 7. Número de individuos de todas las especies en cada hábitat por mes.

Diversidad

En la laguna y vegetación de ribera se registra en todos los meses los valores más bajos de diversidad y es en diciembre, marzo y julio cuando en toda el área se obtienen los valores más altos de diversidad. Se registran diferencias significativas en los valores por mes en la diversidad de Shannon-Wiener entre hábitats (prueba de t de Student de H' , $t_{0.5} = 3.6468$). Diciembre, marzo y julio son los meses que resultaron ser diferentes al resto ($t'_{0.5} > 2.00$), mientras que febrero, abril, junio y septiembre del 2015 presentaron la diversidad más baja (figura 8). En la laguna y vegetación de ribera, en octubre, junio y septiembre del 2015 se encontró solo una especie y estadísticamente por mes no hay diferencias significativas en cuanto a su valor de diversidad (cuadro 3).

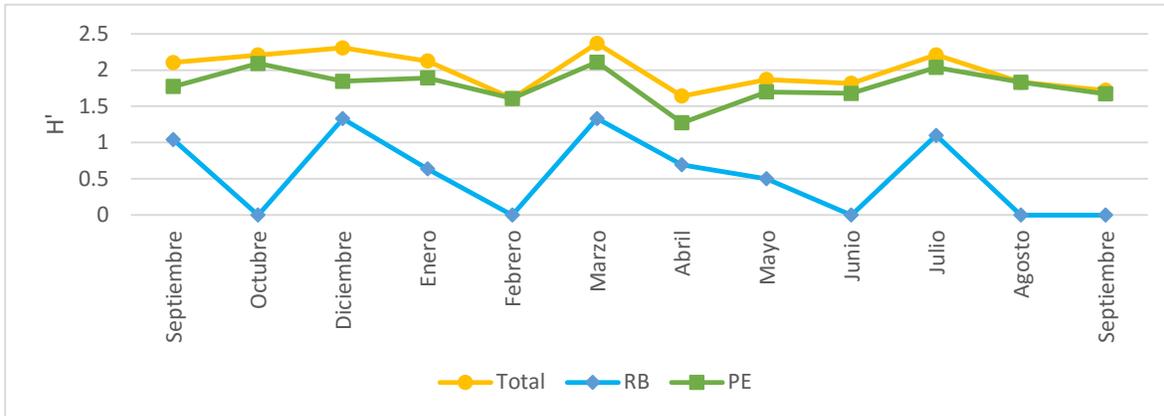


Figura 8. Diversidad (H') de septiembre del 2014 a septiembre del 2015 (RB= vegetación de ribera y laguna, PE= bosque de pino-encino y total= vegetación de ribera, laguna y bosque de pino-encino).

Cuadro 3. Índice de diversidad de Shannon-Wiener (H') obtenida por mes para cada hábitat durante septiembre del 2014 a septiembre del 2015.

Mes	Diversidad (H')			Riqueza		Abundancia	
	Total	Laguna y ribera	Pino-encino	Laguna y ribera	Pino-encino	Laguna y ribera	Pino-encino
Septiembre	2.10	1.04	1.77	3	9	4	33
Octubre	2.21	0	2.09	1	9	4	32
Diciembre	2.31	1.33	1.84	4	7	6	13
Enero	2.12	0.64	1.89	2	8	3	17
Febrero	1.61	0	1.61	0	7	0	20
Marzo	2.37	1.33	2.11	4	11	5	30
Abril	1.64	0.69	1.27	2	4	2	9
Mayo	1.87	0.50	1.70	2	11	5	66
Junio	1.82	0	1.68	1	7	2	26
Julio	2.21	1.09	2.04	3	9	3	46
Agosto	1.83	0	1.83	0	8	0	31
Septiembre	1.72	0	1.67	0	8	0	46

Uso espacio-temporal

El análisis de similitud entre especies, individuos, mes y hábitat indica que ambos hábitats son muy diferentes entre sí, siendo mayo y septiembre 2015, en el bosque de pino-encino, los más distintos de todos. En laguna y vegetación de ribera solo los meses de julio y septiembre (2014) constituyen un grupo aparte del resto de los

meses. En el bosque de pino encino se observan tres grandes agrupamientos (Figura 9).

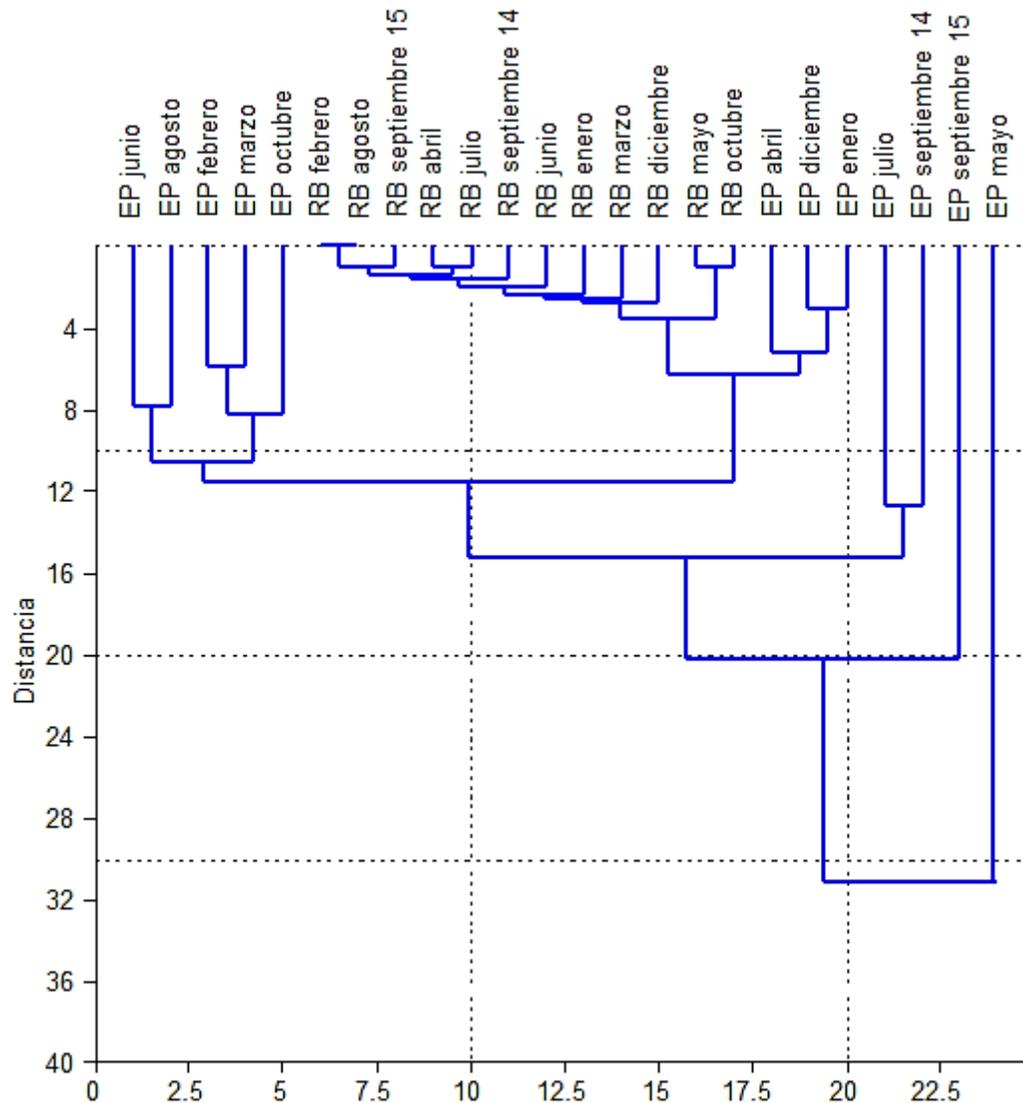


Figura 9. Dendrograma de similitud espacio temporal por distancias euclidianas entre las especies de la herpetofauna, por meses y tipo de hábitat (EP= bosque de pino encino; RB=laguna y vegetación de ribera).

Al analizar la similitud espacio temporal entre las especies por medio del análisis de escala multidimensional [MDS (figura 10)] se detecta que son tres especies que hacen un uso espacio temporal muy distinto al resto, siendo estas

muy abundantes en la zona; *Pseudoeurycea leprosa*, *Sceloporus aeneus* y *S. torquatus* que tiene una preferencia por los microhábitats saxícolas a diferencia del resto de las especies encontradas del mismo género.

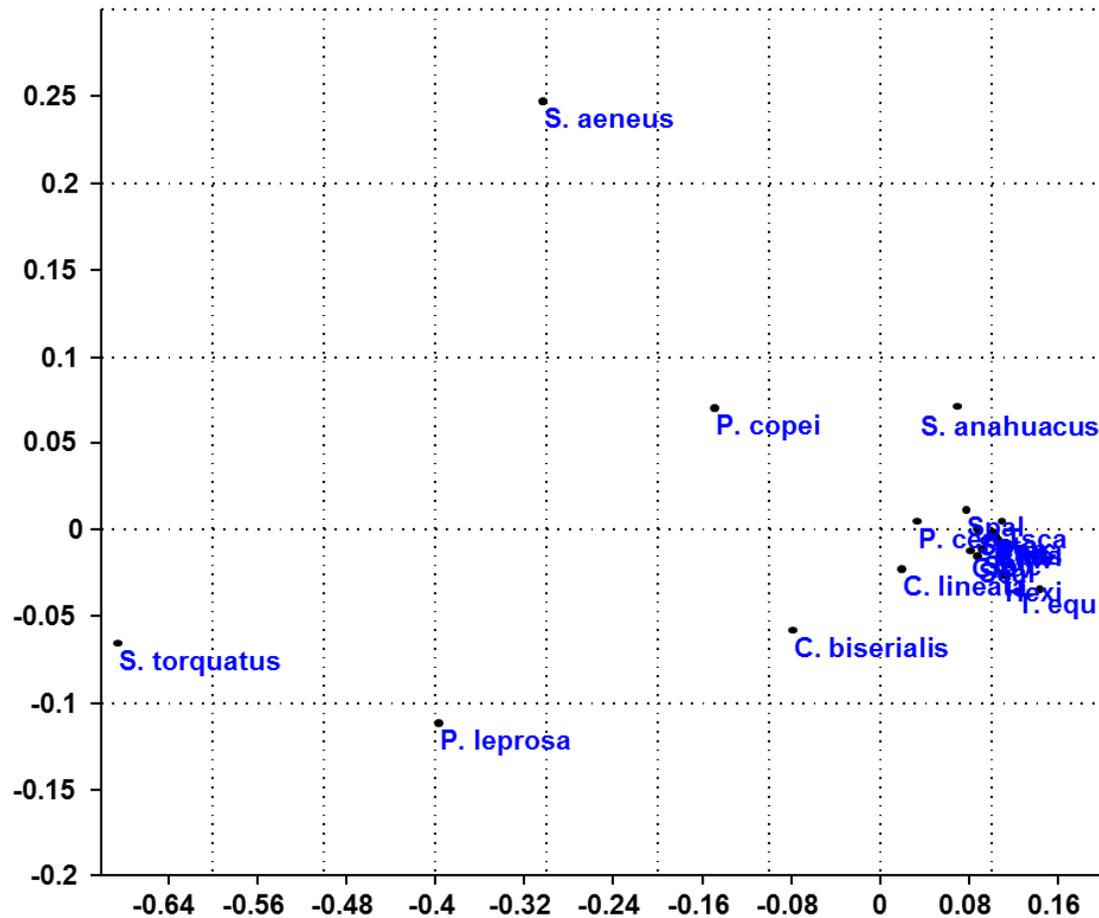


Figura 10. Análisis multidimensional por distancias euclidianas en el uso espacio-temporal de entre las 23 especies de la herpetofauna de la zona de estudio.

Rareza y vulnerabilidad

De los atributos evaluados de rareza-vulnerabilidad se obtuvo un puntaje máximo de 23 (cuando el esperado era de 25) y un mínimo de 8 para las especies analizadas. Para facilitar el análisis, a las especies evaluadas se agruparon en cuatro grupos: a) especies muy raras y muy vulnerables (valores de 23 a 20); b)

especies raras y vulnerables (valores 19 a 16); c) especies comunes (valores de 15 a 12); y d) especies muy comunes y abundantes (valores de 11 a 8).

De las 25 especies registradas a lo largo de los años (1988 al 2015) resulto que solamente una especie, el ajolote del Lerma (*Ambystoma lermaense*) se encuentra en la categoría de especie “muy rara y muy vulnerable”, siendo la que mayor puntaje obtuvo (23). En la categoría “rara y vulnerable” hay cuatro especies de anfibios y dos de reptiles (24% de especies) destacando al tlaconete pinto (*Isthmura belli*) que obtuvo el valor más alto de esta categoría (19).

El 48% de las especies se ubican en el grupo de “común”, la mitad de las especies de reptiles se encuentran en esta categoría. Son cinco especies de reptiles consideradas como las más comunes y abundantes, entre estas están *Sceloporus aeneus* y *S. torquatus* (cuadro 4). En el caso de los reptiles no hay especies muy raras y vulnerables y sólo el 18.75% de los reptiles resultaron ser especies raras y vulnerables, entre ellas dos culebras del género *Thamnophis* características de la laguna, las cuales obtuvieron los valores altos en reptiles (18). Ver Anexo 2.

Cuadro 4. Puntajes obtenidos para las especies por el índice de rareza y vulnerabilidad, ordenados por grupos y tipo de hábitat y por categoría de riesgo en la NOM 059-2010.

Valor/categoría	Grupo	Bosque	Laguna y ribera	NOM 059	TOTALES
23 a 20	Anfibios	0	1		1
Muy rara y muy vulnerable	Reptiles	0	0		0
	Total	0	1	1 (Pr)	1
19 a 16	Anfibios	2	2		4
	Reptiles	1	2		2
	Total	3	4	5 (A);1(Pr)	6
Rara y vulnerable	Anfibios	3	1		4
	Reptiles	6	2		8
15 a 12	Total	9	3	4(A);1(Pr)	12
Común	Anfibios	0	0		0
	Reptiles	5	0		5
11 a 8	Total	5	0		5
Muy común y abundante					

DISCUSIÓN

La herpetofauna en el área de estudio representa el 47.91% de la riqueza reportada para el Curso Alto del Río Lerma (SMA, 2010) y el 11.79% para el estado de México (Casas-Andreu *et al.*, 1997), es un porcentaje elevado dado que el área muestreada no supera los 40 km² (menos del 1% del total del estado). Las especies *Sceloporus anahuacus*, *Chiropterotriton orculus* y *Pseudoeurycea altamontana* se reportan por primera vez, para el valle de Toluca; *S. palaciosi* se registra por primera vez en el bosque; y *Thamnophis melanogaster*, *T. scalaris*, *Crotalus triseriatus* y *Lithobates* sp., son nuevos registros para la laguna de Chiconahuapan. Siete especies (30.43%) se encuentran en la categoría amenazada y tres bajo la categoría de protección especial en la NOM-ECOL-059-2010.

En este trabajo no se encontraron las siguientes especies reportadas para la zona del bosque templado a mayor altitud (Manjarrez y Aguilar, 1995): *Isthmura belli*, *Dryophytes eximius*, *D. plicatus*, *Lithobates montezumae* y *Thamnophis scalaris*.

La riqueza registrada en el área de estudio es elevada tomando en cuenta algunos trabajos sobre herpetofauna realizados en otras localidades del estado de México con hábitats similares, con una riqueza que varía de 12 a 30 especies (Lemos y Rodríguez, 1984; Salcedo, 1986; Zarate, 2002; Keer, 2003; Baig, 2004; Altamirano *et al.*, 2006 y Gil, 2014). El Curso Alto del Río Lerma es una zona de alta diversidad por presentarse el 37.6% de las especies reportadas en el Estado de México (Aguilar *et al.*, 2009; SMA, 2010). Al realizar el análisis cualitativo en las especies presentes en distintas localidades del estado, resalta que la herpetofauna del área de estudio es rica, diversa y distinta a otras en los alrededores incluso difiere con lo reportado para el Parque estatal Nahuatlaca-Matlazinca (Manjarrez y Aguilar, 1995) entre ambos estudios se comparten alrededor del 45% de las especies. La presencia del gradiente altitudinal en la zona, así como de diferentes ambientes naturales y de aquellos transformados con fines agrícolas y urbanos, proporciona una gran variedad de microhábitats, que favorecen una riqueza alta de herpetofauna (Heyer, 1967; Heyer y Berven, 1973). En el bosque de encino-pino se

tienen registrado el mayor número de especies en los meses muestreados. En las áreas de cultivo y zonas urbanas se tiene la menor riqueza, lo que puede deberse a varios factores, entre ellos el hecho de que los hábitats alterados por actividades humanas modifican la distribución de las especies y favorece la presencia de las especies más oportunistas (Zunino y Riveros, 1981; Jones, 1988).

Dentro de la clase Amphibia, el orden Urodela está mejor representado en la zona de estudio. Las especies del orden Urodela se encuentran ampliamente representadas en el país, ocupando el segundo lugar con mayor riqueza de los anfibios del mundo (20.91%). La familia Plethodontidae presenta el mayor número de especies para las salamandras mexicanas resaltando que el 82.7% de estas salamandras son endémicas (Parra-Olea *et al.*, 2014). En el área de estudio las seis especies de urodelos son endémicas, resaltando al ajolote del Lerma (*Ambystoma lermaense*) que presenta distribución restringida a las ciénegas del Lerma (Aguilar-Miguel, 2005).

Considerando Jiménez-Valverde y Hortal (2003) que mencionan que un inventario es aceptable a partir de proporciones superiores al 70%, el muestreo es representativo. Es posible que se incremente la riqueza específica de la zona de estudio si se aumenta el esfuerzo de muestreo en ambos tipos de hábitats y se realicen muestreos nocturnos en las áreas boscosas.

Con respecto a la riqueza y abundancia se encontró que ambos valores resultaron mayores en el bosque de pino-encino (16 especies y 359 ind.) y menores en la laguna y vegetación de ribera (ocho especies y 36 individuos). Posiblemente la poca riqueza detectada en la laguna y ribera, se deba en parte, a que este cuerpo de agua como los otros los cuerpos de agua de la cuenca del Lerma, se encuentra deteriorados y contaminados con diversas sustancias como plaguicidas y algunos metales pesados con concentraciones que rebasan los límites establecidos para la protección de vida acuática (González, 2006; Zarazúa, 2013).

Los meses con mayor riqueza fueron septiembre del 2014 (14 especies.), marzo (14 spp.) y mayo (13 spp.) del 2016. Estos meses tuvieron una gran cantidad de lluvia (CONAGUA, 2014; CONAGUA, 2015) y pudo haber un aumento en la

disponibilidad de los alimentos por lo que una gran parte de la herpetofauna salió de sus refugios a alimentarse y se tuvo una mayor probabilidad de avistamientos. En los meses de febrero y abril se encontró la menor riqueza (7 y 6 spp. respectivamente). Esta baja riqueza en los meses de invierno puede deberse a la biología de las especies que habitan en la zona, ya que muchas de ellas se refugian y entran en un estado de aletargamiento cuando empieza esta época, tal es el caso de las salamandras de la familia Plethodontidae, las serpientes del género *Crotalus* y algunas lagartijas (Ramírez-Bautista *et al.*, 2009); también las condiciones climáticas extremas, como la humedad y la temperatura, influyen en los avistamientos de la herpetofauna (Vitt y Caldwell, 2009).

Las únicas especies encontradas del orden Anura fueron *Dryophytes eximius* y *Lithobates sp.*, ambas exclusivas para la laguna. *D. eximius* se reporta como especie común en una gran variedad de hábitats y es abundante durante la época de lluvias (Ramírez-Bautista *et al.*, 2009), en el área de estudio solo se presentó en los alrededores de la laguna. *Lithobates sp.* se registró en uno de los meses de época de secas cerca de los cuerpos de agua. Estas dos especies como en la mayoría de los anuros, su distribución se ve afectada tanto por la presencia, como por la extensión de los cuerpos de agua (Hernández, 1989). Dentro de los caudados encontrados, *Ambystoma lermaense* presenta una distribución restringida y es endémica de las lagunas del Curso Alto del Río Lerma, esta especie al igual que los anuros es dependiente de los cuerpos de agua por tanto su distribución está influenciada por el cuerpo de agua restringiéndola sólo a la vegetación de ribera y al espejo de agua.

La familia de caudados Plethodontidae no dependen de ambientes acuáticos pero sí de condiciones altas de humedad, además de que algunas especies del género *Pseudoeurycea* muestran una marcada preferencia de ciertos microhábitats de montaña (Wake *et al.*, 1992; Ramírez-Bautista *et al.*, 2009), por estos requerimientos las especies encontradas de la familia Plethodontidae en la zona de estudio sólo se distribuyen en el bosque de pino-encino. De acuerdo con Groover (2000) las salamandras pequeñas son desplazadas a los extremos más

desfavorables de los gradientes ambientales por las salamandras de mayor tamaño, esto explicaría (en parte) porque *Chiropterotriton orculus*, una salamandra pequeña, se encuentra en las partes más altas de los transectos realizados en el bosque de pino-encino (2,711 msnm).

En la distribución de los reptiles, la heterogeneidad del hábitat y las condiciones topográficas locales intervienen marcadamente (Hernández, 1989) y la fragmentación del hábitat para el caso de serpientes grandes (Luiselli y Capicci, 1997; Jellinek *et al.*, 2004). Algunas especies del género *Sceloporus* pueden aprovechar las modificaciones de su hábitat ocasionadas por la actividad humana, que frecuentemente es el sitio donde se les puede hallar más fácilmente (López, 2002) por ejemplo en la especie *S. torquatus* se registró en mayor número en los microhábitats asociados a áreas urbanas (con fragmentos de vegetación nativa) con respecto a otras especies del mismo género encontradas en la zona de estudio.

Las abundancias a lo largo del año de estudio presentan dos patrones: en el periodo comprendido entre los meses de diciembre a abril, la abundancia del ensamble de anfibios y reptiles es baja y en los meses de mayo a septiembre donde la abundancia es más alta. Estas diferencias principalmente se deben a las historias de vida de las especies del ensamble, que en las épocas con baja disponibilidad de recursos la energía se designa a la supervivencia y cuando hay una mayor disponibilidad de recursos la energía se designa principalmente a la reproducción (Adolph y Porter, 1993; Blázquez y Ortega-Rubio, 1996).

El anfibio más abundante fue *Pseudoeurycea leprosa* (72 ind.), esta salamandra endémica es una de las especies con una mayor abundancia y distribución de la familia Plethodontidae en especial en la vegetación de pino-encino, con humedad y diversidad de microambientes (García-Vázquez *et al.*, 2006).

De los reptiles, la lagartija, *Sceloporus torquatus* fue la especie con mayor abundancia (67 ind.) y comúnmente se puede observar en áreas rocosas (Ramírez-Bautista *et al.*, 2009). El mes en el que se observó una mayor cantidad de individuos fue en mayo (24 ind.) la mayoría de los individuos eran crías. De acuerdo Vázquez

(2008) las crías nacen entre abril y mayo, se les puede encontrar en mayor número respecto a las otras clases de edad.

De las especies que solo se registraron en la laguna y un solo individuo (*Ambystoma lermaense*, *Lithobates* sp.) posiblemente su poca ocurrencia se deba a la presencia de agentes contaminantes (pesticidas, metales pesados); de especies de peces no nativos [tilapia (Zarazúa, 2013; Wilder y Welch, 2014)] y a la tendencia de pérdida de las zonas anegadas y de tular que disminuyen las zonas de protección de huevos de anfibios y de protección para el caso de reptiles (Calffe *et al.*, 2006; Zepeda *et al.*, 2012).

La salamandra *Pseudoeurycea altamontana* presento una baja ocurrencia y se encontró en las zonas más altas del bosque de pino-encino (2800 msnm), habita en un intervalo altitudinal de 2500 a 3200 msnm y prefiere los bosques de pino donde la cobertura vegetal es muy densa (Ramírez y Arizmendi, 2004). Posiblemente sea más abundante en las zonas más altas donde la vegetación dominante es el pino. La culebra *Conopsis nasus* es una especie de hábitos crepusculares y nocturnos; en este estudio no se realizaron muestreos nocturnos en el bosque de pino-encino por lo cual sólo se registró una vez. La víbora de cascabel *Crotalus triseriatus* se encontró muerta en la vegetación de ribera, este género de serpientes se encuentra muy amenazado principalmente por la ofidiofobia que disminuye su tamaño poblacional (Ramírez-Bautista *et al.*, 2009).

El resultado obtenido para la diversidad de la herpetofauna de la zona con el índice de dominancia de Simpson fue de $D= 0.11$, comparando con otros estudios con hábitats similares en el estado de México (Rodríguez-Miranda, 2012; Gil, 2014; Olvera, 2015) se puede considerar como una diversidad alta. Por tipo de hábitat, el bosque de pino-encino ($H'= 2,19$) es más diverso que la laguna y vegetación de ribera ($H'=1.46$). El bosque de pino-encino ofrece una mayor cantidad de microhábitats y se ha observado que la diversidad de especies de la herpetofauna se encuentra relacionada con el número y complejidad de microhábitats (Heyer y Berven, 1973).

Las diferencias registradas en la diversidad por mes y hábitat se deben en parte, a las condiciones climáticas, como es el inicio y término de las lluvias; a la disponibilidad de recursos e incluso a la época reproductiva de las especies (Vitt y Caldwell, 2009); de tal forma que en el área de estudio destaca que en marzo coinciden los periodos reproductivos de seis especies: (*Sceloporus anahuacus*, *Sceloporus torquatus*, *Plestiodon copei*, *Thamnophis eques*, *T. scalaris* y *Crotalus ravus*) y para julio inician los periodos reproductivos de los anfibios, el resto de las lagartijas del género *Sceloporus* y las culebras (*Conopsis* spp. y *Storeria storerioides*). En estos meses la mayoría de las tallas de los organismos capturados pertenecían a la de organismos adultos de acuerdo a Ramírez-Bautista *et al.* (2009).

El arreglo espacio temporal de acuerdo con el análisis multidimensional, muestra que hay tres especies que hacen un uso muy distinto del espacio y del tiempo en el área de estudio. La salamandra *Pseudoeurycea leprosa* fue la especie con mayor abundancia en el área de estudio y tuvo variaciones a la largo del año. En los meses con una mayor precipitación (de mayo a septiembre) es común encontrar a esta salamandra debajo de rocas y raras veces en la hojarasca alrededor de los árboles, mientras que en los meses con baja precipitación (de octubre a marzo) su abundancia disminuye por lo que es una especie poco común; hay una correlación mediana entre la abundancia de *P. leprosa* y la precipitación [$\rho_s=0.504$ (Martínez *et al.*, 2009; CONAGUA, 2014; CONAGUA 2015)], esta correlación podría estar ligada con el requerimiento biológico a altas humedades en las salamandras terrestres (Vitt y Caldwell, 2009). En cuanto al uso del tiempo, esta especie se encontró en 11 meses del periodo comprendido en este estudio. En el uso de espacio, se considera como especialista ($B_a= 0.286$) ya que se encontró la mayor abundancia a una altura superior a los 2690 msnm y dado que el 98% de sus individuos se detectaron debajo de rocas, se considera una especialista en cuanto a uso de microhábitat ($B_a= 0.009$) esto difiere con lo reportado por Bille (2000) para la población de Río Frio cuyo uso fue entre la corteza podrida de troncos y con García-Vázquez *et al.* (2006) donde el microhábitat más explotado son las zanjas y la hojarasca en el Parque Nacional La Malinche. García-Vázquez *et al.* (2006) mencionan que la recolección frecuente de madera modifica la disponibilidad de los

microhábitats para las salamandras, ya que normalmente los troncos son el microhábitat más abundante y con mayor humedad.

Sceloporus aeneus es una lagartija que se encontró en nueve meses y varió su abundancia en el año de estudio, fue la más abundante en febrero, abril y septiembre del 2015 y esto posiblemente se deba a su ciclo reproductor (Luna, 2009); en septiembre del 2015 se encontró un número mayor de crías, lo que concuerda con Rodríguez-Miranda (2012). El uso del espacio por *Sceloporus aeneus* tiende a ser especialista (Ba= 0.243) con preferencia a usar altitudes entre los 2620-2650 msnm en la zona y en el uso del microhábitat (Ba= 0.372) ya que el 57% de los individuos se encontraron sobre rocas. *Sceloporus torquatus* fue más abundante en mayo, julio y septiembre del 2015 y de septiembre a diciembre es su época de apareamiento (Vázquez, 2008). En cuanto a uso de espacio y tiempo, esta especie se considera especialista (B= 0.212). Al igual que *Sceloporus aeneus* tiene una preferencia por los 2620-2650 msnm en el área estudiada. En cuanto a preferencias de microhábitats, *Sceloporus torquatus* se observó perchando en rocas (65.7%) y zonas con construcciones urbanas (29.9%) y tanto esta especie, como *S. aeneus*, suelen ser más comunes en zonas con mayor apertura del dosel (Greenberg, 2001).

Los métodos que evalúan el grado de rareza y vulnerabilidad y de protección de las especies de flora y fauna resultan buenas herramientas para determinar el riesgo de las poblaciones o de las especies en los ambientes naturales (Ramírez-Bautista *et al.*, 2014). En la zona de estudio se asignaron cuatro categorías de vulnerabilidad y rareza. Dentro de las categorías asignadas 17 especies no presentan una vulnerabilidad alta y se encuentran en las categorías “común” y “muy común y abundante”. De estas últimas, destacan especies que se encuentran bajo alguna categoría de la NOM-059-2010: cuatro en la categoría amenazada (*Aquiloerycea cephalica*, *Pseudoeurycea leprosa*, *Conopsis biserialis* y *Thamnophis eques*) y dos en la categoría protección especial (*Plestiodon copei* y *Lithobates montezumae*). Esto indica que en el área de estudio, se cuenta con

poblaciones viables de estas taxa vulnerables, como lo predice Sánchez *et al.* (2007).

Las cuatro especies de anfibios en la categoría “rara y vulnerable” (*Dryophytes eximius*, *Lithobates montezumae*, *Isthmura belli* y *Pseudoeurycea altamontana*) y las tres especies de serpientes en esta categoría (*Crotalus ravus*, *Thamnophis melanogaster* y *T. scalaris*), son grupos vulnerables a la deforestación, al cambio en el uso del suelo e incluso a su tráfico ilegal y particularmente las serpientes a su persecución por parte del hombre (Ramírez-Bautista y Arizmendi, 2004; Bambrila, 2006; Reuter y Mosig, 2010; Pineda, 2014; Parra *et al.*, 2014). Sólo el ajolote *Ambystoma lermaense* se catalogó como especie “muy rara y muy vulnerable”, la distribución de este ajolote está limitada a las Ciénegas del Lerma (Aguilar-Miguel, 2005). La extracción del agua y la ampliación de las zonas de reducen los lugares de refugio del ajolote. Además cambios en las condiciones fisicoquímicas de la laguna y aumento de contaminantes afectan diversas actividades del ajolote (Hernández y Sánchez, 2004; González, 2006; Zarazúa, 2013). Aunado a ello y por entrevistas, se sabe que los individuos paedomórficos de esta especie suele caer en las redes empleadas por los pescadores, y también mencionan que el organismo adulto es de “mal augurio”.

En la visita al mercado más cercano (Tianguistenco) no se encontraron especies nativas a la venta, sin embargo se encontraron algunas especies de regiones aledañas (*Pituophis deppei* y *Lithobates sp.*) y otras de regiones más alejadas (*Crocodylus acutus*, *Iguana iguana* y *Trachemys scripta*). En la laguna de Chiconahuapan no se registró *L. castebeianus*, sin embargo es posible que pueda ser introducida ya que hay un criadero que tiene a la venta ejemplares para mascota.

Se requiere continuar el monitoreo de la herpetofauna en esta área para conocer las tendencias poblacionales y los requerimientos ecológicos de las especies, a mediano y largo plazo, con lo cual se podrá contar con las bases para poder establecer criterios de manejo y conservación del recurso y de sus hábitats.

CONCLUSIONES

El presente estudio contribuye al conocimiento actualizado de las especies de herpetofauna y su uso espacio temporal en la porción sur del Valle de Toluca.

La riqueza de la herpetofauna en esta porción sur del Valle de Toluca, en el estado de México, se compone por 25 especies en total y las especies registradas en este trabajo fueron de ocho anfibios y 15 reptiles, que representan el 11.9% de la herpetofauna para el estado de México, porcentaje elevado si se considera el área muestreada. Esto resalta la importancia de esta área al sur del Valle de Toluca y en el inicio de la Curso Alto del Río Lerma como centro reservorio de diversas especies de anfibios y reptiles.

La riqueza, abundancia y diversidad de la herpetofauna en el área de estudio varía entre meses y entre el bosque de pino encino y laguna y vegetación de ribera. En el bosque de pino-encino se registra la mayor riqueza, abundancia y diversidad de especies. La presencia del gradiente altitudinal en la zona, así como de diferentes ambientes naturales y de aquellos transformados con fines agrícolas y urbanos, proporciona una gran variedad de microhábitats, que favorecen esta diversidad de anfibios y reptiles.

Las especies *Pseudoeurycea altamontana* y *Sceloporus anahuacus* se reportan por primera vez, para esta porción del bosque de pino encino, al sur del Valle de Toluca y para la Cuenca Alta del Lerma.

La especie con mayor abundancia y ocurrencia es *Pseudoeurycea leprosa* en el bosque de pino encino y para la laguna-vegetación de ribera *Ambystoma lermaense*, *Lithobates* sp. y *Crotalus triseriatus*, fueron las especies más especialistas y menos abundantes .

La herpetofauna de la vegetación de ribera hace un uso espacio-temporal muy distinto a la herpetofauna del bosque de pino encino, siendo *Pseudoeurycea leprosa*, *Sceloporus torquatus* y *S. aeneus*, las especies que hacen un uso muy distinto al resto de la herpetofauna. Lo anterior resalta la importancia de mantener este gradiente ambiental y altitudinal, que va desde el bosque templado (2,750

msnm), cultivos, vegetación de ribera (2,600 msnm) y el espejo de la laguna, para asegurar la presencia y abundancia de muy diversas forma de especies de anfibios y reptiles.

La especie endémica, cuyos atributos analizados resultó ser la más rara y muy vulnerable en la zona es el ajolote (*Ambystoma lermaense*) que se está considerada como de protección especial en la NOM-059, sin embargo, es preciso monitorear de manera más intensiva y evaluar su vulnerabilidad en esta laguna, ya que es una especie con distribución restringida y está sujeta a diversas presiones de deterioro de su hábitat y a su captura en redes de pesca y comercio ilegal, con distintos fines, factores que hay que analizar detalladamente.

Se considera que es urgente el iniciar un monitoreo más detallado a mediano y largo plazo de toda la herpetofauna de esta porción sur del Valle de Toluca y en especial de aquellas especies consideradas como raras y vulnerables en este estudio, y que son endémicas y algunas están presentes solo en la laguna y vegetación de ribera entre ellas *Thamnophis scalaris* y *T. melanogaster*.

Es necesario realizar más estudios que generen el conocimiento preciso para evaluar el estatus poblacional de las especies, y aquellos factores bióticos y abióticos, que intervienen en su distribución espacio-temporal en el área, para poder asegurar su manejo y conservación.

Por otra parte, se considera urgente el realizar programas de educación ambiental entre los pobladores de San Mateo Texcalyacac, Santiago Tianguistenco y Almoloya del Río que se enfoquen al conocimiento de su flora y fauna y la importancia de mantener este gradiente ambiental en la zona.

LITERATURA CITADA

Adolph, S. C. y W. P. Porter. 1993. Temperature, activity, and lizard life histories. *The American Naturalist*. 142(2): 273-295.

^a Aguilar X., G. Casas, P. J. Cárdenas y E. Cantellano. 2009. Análisis espacial y conservación de los anfibios y reptiles del Estado de México. *Ciencia ergo sum*. 16(2): 171-180.

^b Aguilar, X. y G. Casas. 2009. Anfibios y Reptiles. En: Ceballos G., R. List, G. Garduño, C. López R., M. J., Muñozcano Q., E. Collado y S. V. San Roman. La diversidad biológica del estado de México. Estudio de Estado. Programa editorial Compromiso, México. 527pp.

Aguilar-Miguel, X. 2005. *Ambystoma lermaense*. Algunas especies de anfibios y reptiles contenidos en el Proyecto de Norma Oficial Mexicana PROY-NOM-059-ECOL-2000. Facultad de Ciencias, Centro de Investigación en Recursos Bióticos, Universidad Autónoma del Estado de México. Bases de datos SNIB-CONABIO. Proyecto W035. México. D.F.

Aguirre-León G. 2011. Métodos de estimación, captura y contención de anfibios y reptiles. En: Gallina T., S. y G. López C. Editores. Manual de Técnicas para el estudio de la fauna. Instituto de Ecología, A. C., México. 377pp.

Altamirano, T. A., M. Soriano y S. Torres. 2006. Anfibios y reptiles de Tepetzotlán, Estado de México. *Revista de Zoología*. 17: 46-52.

Álvarez, I. R. 2015. Evaluación de la invasividad de la rana toro (*Lithobates catesbeianus*) en el Valle de Toluca, Estado de México. Tesis de licenciatura. Facultad de Estudios Superiores Zaragoza, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D. F.

Arand, M., S. Laurence y B. Rayfield. 2005. Diversity relationships among taxonomic groups in recovering and restored forest. *Conservation Biology*. 19: 955-962.

Babb, K. 2003. Variaciones espacio-temporales en la composición y riqueza de aves acuáticas en dos embalses de la Cuenca del Lerma. *Zoología Informa*, ENCB-IPN. 44: 21-35.

Babb, K. 2010. La avifauna de la Sierra de San Juan, Nayarit: Variaciones estacionales e interanuales, uso de recursos y su conservación. Tesis de doctorado. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F.

Babb, K. y R. González. 1989. *Biología de Campo*. Universidad Nacional Autónoma de México, Facultad de Ciencias, D.F. 108pp.

Babb, K., J. León-Pérez y C. García. 2002. Anfibios y reptiles de Texcalyacac, Estado de México. Universidad Nacional Autónoma de México, Facultad de Ciencias, D.F.

Babb, K. y N. Pacheco. 2011. Distribución de los anfibios y reptiles en un gradiente altitudinal en el municipio de San Mateo Texcalyacac, estado de México. *Memorias del XX Congreso Nacional de Zoología*.

Baig, B. 2004. Reptiles de la región centro-suroeste del Estado de México. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F.

Bambrila, J. 2006. Métodos y técnicas de manejo y conservación para anfibios y reptiles en campo: análisis, evaluación y aprovechamiento sustentable en México. SEMARNAT. 73pp.

Bibby, C. J., N. D. Burgess, D. A. Hill y S. H. Mustoe. 2000. *Bird Census Techniques*. 2da ed. Academic Press, London. 302pp.

Bioclon, 2011. ¿Quiénes somos?. En: [<http://www.bioclon.com.mx/bioclon/html/quienes.html>]. Consultado el 12/03/2016.

Blázquez, M. C. y A. Ortega-Rubio. 1996. Lizard winter activity at Baja California Sur, México. *Journal of Arid Environments*. 33: 247-253.

Bille, T. 2000. Microhabitat utilization of the Mexican salamander *Pseudoeurycea leprosa*. *Journal of Herpetology*. 34: 588-590.

Bille, T. 2009. Field observations on the salamanders (Caudata: Ambystomatidae, Plethodontidae) of Nevado de Toluca, Mexico. *Salamandra*. 45: 155-164.

^a Burton, T. M. y G. E. Likens. 1975. Salamander populations and biomass in the Hubbard Brook experimental forest, New Hampshire, *Copeia*. 1975(1):514-546.

^b Burton, T. M. y G. E. Likens. 1975. Energy flow and nutrient cycling in populations in the Hubbard Brook Experimental Forest, New Hemisphere. *Ecology*. 56:1068-1080.

Calffe, R. D., C. M. Bridges y E. E. Little. 2006. Sensitivity of two salamander (*Ambystoma*) species to ultraviolet radiation. *Journal of Herpetology*. 40(1): 35-42.

Calderón-Mandujano, R. R. 2011. Estrategia para el manejo de anfibios sujetos a uso en México. En: Sánchez, O., P. Zamorano, E. Peters y H. Moya (Eds.). Temas sobre conservación de vertebrados silvestres en México. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. Instituto Nacional de Ecología, México. pp 71-82.

Carty, W. 1992. Deforestación. *México Desconocido*. 185: 57-61.

Casas-Andreu, G., X. Aguilar-Miguel y E. O. Pineda-Arredondo. Capítulo 1. Anfibios y reptiles. En: Aguilar, X., G. Casas, M. A. Gurrola, J. Ramírez, A. Castro, U. Aguilera, O. Monroy, E. Pineda y N. Chávez. 1997. Lista taxonómica de los vertebrados terrestres del estado de México. Universidad Autónoma de México. México, D.F. 9-52pp.

Casas-Andreu, G. y X. Aguilar-Miguel. 2005. Herpetofauna del Parque Sierra Nanchichitla, estado de México, México. Lista distribución y conservación. *Ciencia ergo sum*. 12: 44-53.

Ceballos, G. 2006. Ficha Informativa de los Humedales Ramsar. Comisión Nacional para Áreas Naturales Protegidas (CONANP). México, D. F. 14pp.

Ceballos, G., R. List, G. Garduño, R. López, M. J. Muñozcano, E. Colado y J. Elvin. 2009. La diversidad biológica del estado de México, estudio de Estado. Colección MAYOR. 36pp.

Colwell, R. K. 2013. EstimateS, Version 9.1: Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Samples (Software and User's Guide). Freeware for Windows and Mac OS.

[CONAGUA] Comisión Nacional del Agua. 2014. Precipitación a nivel nacional y por entidad federativa 2014. En: [<http://smn.cna.gob.mx/climatologia/TempSyPrecip/Mensuales/2014Prec.pdf>]. Consultado el 15/01/16.

[CONAGUA] Comisión Nacional del Agua. 2015. Precipitación a nivel nacional y por entidad federativa 2015. En: [<http://smn.cna.gob.mx/climatologia/TempSyPrecip/Mensuales/2015Prec.pdf>]. Consultado el 15/01/16.

Cotler, H., M. Mazari y J. de Anda. (Eds.). 2006. Atlas de la Cuenca Lerma-Chapala construyendo una visión conjunta. Instituto Nacional de Ecología. México, D.F. 196pp.

Davic, R. D. y H. H. Welsh. 2004. On the ecological roles of salamanders. *Annual review of ecology, evolution and systematics*. 35:405-434.

[DOF] Diario Oficial de la Federación. 2002. Decreto por el cual se declara Área Natural Protegida, con el carácter de protección de flora y fauna, a la región conocida como Ciénegas del Lerma, México.

Duellman, W. E. y L. Trueb. 1986. *Biology of amphibians*. McGraw-Hill. New York, U.S.A. 670pp.

Duellman, W. E., A. B. Marion y S. B. Hedges. 2016. Phylogenetics, classification, and biogeography of treefrogs (Amphibia: Anura: Arboranae). *Zootaxa*. 4014(1): 1-109.

Dunham, A. E., B. W. Grant y K. L. Overall. 1989. Interfaces between biophysical and physiological ecology and the populations ecology of terrestrial vertebrate ectotherms. *Physiological Zoology*. 62: 335-355.

Flores, O. A. 1980. Reptiles de importancia económica en México. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F.

Flores, O. A., F. Mendoza y G. González. (Comps.). 1995. Recopilación de claves para la determinación de anfibios y reptiles de México. UNAM. Museo de Zoología, Facultad de Ciencias. Publicaciones especiales del Museo de Zoología. 10:1-285.

Flores-Villela, O. y U. García-Vázquez. 2014. Biodiversidad de reptiles en México. Revista Mexicana de Biodiversidad. 85:467-475.

Gallina, S. y G. López. Editores. 2011. Manual de Técnicas para el estudio de la fauna. Instituto de Ecología, A. C., México. 377pp.

García, E. 1973. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. Instituto de Geografía. 2ª Ed. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F.

García-Vázquez, U. O., M. G. Gutiérrez-Mayen, C. A. Hernández-Jiménez y V. Auriolos-López. 2006. Estudio de la densidad poblacional y algunos aspectos ecológicos de *Pseudoeurycea leprosa* en el Parque Nacional la Malinche, Tlaxcala, México. Boletín de la Sociedad Herpetológica Mexicana. 14(1): 10-17.

Giery, S. T. y R. S. Ostfeld. 2007. The role of lizards in the ecology of lyme disease in two endemic zones of the northeastern United States. Journal of Parasitology. 93(3): 511-517.

Gil, A. 2014. Anfibios y reptiles del C.E.I.E.S.P.A.S.P. Municipio Chapa de Mota, estado de México. Tesis de licenciatura. Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México. Tlalnepantla, México.

Gómez, G. y R. Terán. 1981. Contribución para el estudio de los vertebrados terrestres mexicanos. Tesis de licenciatura. Universidad Nacional Autónoma de México, Facultad de Ciencias, D.F., México.

González, A. V. 2006. Estudio de plaguicidas organoclorados en los cuerpos acuáticos del Área Natural Protegida Ciénegas del Lerma, estado de México. Tesis

de licenciatura. Universidad Nacional Autónoma de México, Facultad de Estudios Superiores Zaragoza. México, D.F.

Gratwicke, B (ed.). 2008. Proceedings of the Appalachian Salamander Conservation Workshop. IUCN/SSC Conservation Breeding Specialist Group: Apple Valley, MN. 38 pp.

Greenberg, C. H. 2001. Response of reptile and amphibian communities to canopy gaps created by wind disturbance in southern Appalachian mountains. *For Ecology manage.* 148: 135-144.

Groover, M. C. 2000. Determinants of salamander distributions along moisture gradients. *Copeia.* 2000(1):156-168.

Hartzell, D. 2001. An evaluation of an Index of Biological Integrity for depressional wetlands in Central Oklahoma. Tesis Science in Environmental Science. Kutztown University. Pennsylvania, EUA.

Hampton, P. M., N. B. Ford y K. Herriman. 2010. Impacts of active oil pumps and deer feed plots on amphibian and reptile assemblages in a floodplain. *The American Midland Naturalist.* 163(1): 44-53.

Harrison, T. D. y A. K. Whitfield. 2004. A multi-metric fish index to assess the environmental condition of estuaries. *Journal of Fish Biology.* 65: 683-710.

Hanski, I. 2011. Habitat loss, the dynamics of biodiversity, and perspective on conservation. *Journal of the Human Environment.* 40(3): 248-255.

Hernández, E. 1989. Herpetofauna de Sierra de Taxco, Guerrero. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F.

Heyer, W. R. 1967. A herpetofaunal study of an ecological transect through the Cordillera de Tilarán, Costa Rica. *Copeia.* 1967: 259-271.

Heyer, M. M. y K. A. Berven. 1973. Species diversities of herpetofaunal samples from similar microhabitats at two tropical sites. *Ecology.* 54: 642-645.

^a [INEGI] Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. 2009. Prontuarios de información y geoestadística municipal de los Estados Unidos Mexicanos, Almoloya del Río, México. En: [<http://www.inegi.org.mx>]. Consultado: 30/07/14.

^b [INEGI] Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. 2009. Prontuarios de información y geoestadística municipal de los Estados Unidos Mexicanos, San Mateo Texcalyacac, México. En: [<http://www.inegi.org.mx>]. Consultado: 30/07/14.

[INEGI] Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. 2009. En: [<http://www.inegi.org.mx>]. Consultado: 30/07/14.

Jellinek S., D. A. Driscoll y J. B. Kirkoatrik. 2004. Environmental and vegetation variables have a greater influence than habitat fragmentation in structuring lizard communities in remnant urban upland. *Austral Ecology*. 29(3): 294-304.

Jiménez-Valverde, A. y J. Hortal. 2003. Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la calidad de los inventarios biológicos. *Revista Ibérica de Aracnología*. 8:151-161.

Jones, G. P. 1988. Experimental evaluation of the effect of habitat structure and competitive interactions on the juveniles of two coral reef fishes. 123: 115-126.

Karr, J. R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*. 6: 21-27.

Karr, J. R. 1999. Defining and measuring river health. *Freshwater biology*. 41: 221-234.

Karr, J. R. y E. W. Chu. 1999. Restoring life in running waters: better biological monitoring. Island Press. Washington, D. C.

Karr, J. R. K. D: Fausch, P. L. Angermeier, P. R. Yant e I. J. Schollosser. 1986. Assessing biological integrity in running waters: a method and its rationale. Illinois Natural History Survey Special Publication 5. Champaign Il.

Keer, K. 2003. Contribución al conocimiento de la herpetofauna del municipio Chapa de Mota, estado de México. Tesina de licenciatura. Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México. Tlanepantla de Baz, México.

Kinkead, K. E: y D. L. Otis. 2007. Estimating superpopulation size and anual probability of breeding for pond-breeding salamanders. *Herpetologica*. 63(2): 151-162.

Krebs, C. J. 1980. *Ecological methodology*. Harper & Row Publisher. 645pp.

Lemos, J. A. y J. L. Rodríguez. 1984. Estudio general de la comunidad herpetofaunística de un bosque (mezcla *Quercus-Pinus*) del estado de México. Tesis de licenciatura. Escuela Nacional de Estudios Profesionales Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México. Tlanepantla de Baz, México.

Lemos, J. A. y H. B. Smith. 2009. Anfibios y reptiles del estado de Chihuahua, México. UNAM. Conabio. México, Tlanepantla de Baz. 613pp.

Lemos-Espinal, J. A. y J. R. Dixon. 2013. *Amphibians and Reptiles of San Luis Potosí*. Eagle Mountain Publishing. Utah, USA. 300pp.

López, S. 2002. Uso del espacio y tiempo por parte de los lacertilios *Sceloporus grammicus* y *S. mucronatus* en el agrosistema de San José Deguedo, Estado de México. Tesis de licenciatura. Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México. Tlanepantla de Baz, México.

Ludwig, J. A. y F. R. Reynolds. 1988. *Statistical ecology. A primer on methods and computing*. Wiley-Interscience publications. USA. 329pp.

Luiselli, L. y D. Capicci. 1997. Influences of the area, isolation and habitat features on distribution of snakes in Mediterranean fragmented woodlans. *Biodiversity Conservation*. 6: 1339-1351.

Luna, M. I. 2009. Diferenciación y desarrollo de la gónada en el lacertilio ovíparo *Sceloporus aeneus*. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F.

Maderey, L. E. y A. Jiménez. 2001. Alteraciones del ciclo hidrológico en la parte baja de la cuenca alta del río Lerma por transferencia del agua a la Ciudad de México. *Investigaciones Geográficas*, boletín. 45: 24-38.

Magurran, A. E. 2004. *Measuring biological diversity*. Blackwell Publishing. USA. 209pp.

Manjarrez, J. y X. Aguilar-Miguel. 1995. Lista de anfibios y reptiles del parque Nahuatlaca-Matlazinca, Estado de México. *Boletín de la Sociedad Herpetológica Mexicana*. 6(2): 40-42.

Marcot, B. G. y M. Vander. 2001. Key ecological functions of wildlife species. En: Johnson, D.H. y O'Neil, T. A. *Wildlife-habitat relationships in Oregon and Washington*. Corvallis: Oregon State Univ. Press. 736pp.

Martínez, R. M., L. C. Tuya, M. Martínez y A. M. Cánovas. 2009. El coeficiente de correlación de los rangos de Spearman, caracterización. *La Habana*. 8(2) 1-19.

Monterrubio, J. A. 1991. Contribución al conocimiento de mamíferos del Estado de México y del municipio de Texcalyacac, Estado de México. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F.

Moreno, C. E. 2001. *Métodos para medir la biodiversidad*. M&T Manuales y Tesis SEA, vol.1. Zaragoza, España. 84pp.

Olesen, J. M. y A. Valido. 2003. Lizard as pollinators and seed dispersers: an insland phenomon. *Trends in Ecology and Evolution*. 18(4): 177-181.

Olvera, R. 2015. Herpetofauna del municipio de Tequixquiac, estado de México. Tesis de licenciatura. Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México. Tlanepantla de Baz, México.

Parra-Olea, G., O. Flores-Villela y C. Mendoza-Almeralla. Biodiversidad de anfibios en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 85: 460-466.

Orozco, E. y M. T. Sánchez. 2004. Organización socioeconómica y territorial del Alto Lerma, Estado de México. *Investigaciones Geográficas*. 53: 163-184.

Peña, M. V., H. Orozco, M. Olivera, P. Franco, M. Castaños, S. Infante y C. Gutiérrez. 2000. Atlas ecológico de la Cuenca Hidrográfica del Río Lerma. Tomo V. industrial. Universidad Autónoma del Estado de México. Facultad de Geografía. Gobierno del Estado de México. Comisión Coordinadora para la Recuperación Ecológica de la Cuenca del Río Lerma. 353pp.

Pérez, G. y M. Valdés. 2006. Uso de la biodiversidad en las Ciénegas del Lerma. En: Cotler, H., M. Mazari y J. de Anda. (Eds.). Atlas de la Cuenca Lerma-Chapala construyendo una visión conjunta. Instituto Nacional de Ecología. México, D.F. pp 78.

Perison, D., J. Phelps, C. Pavel y R. Kellison. 1997. The effect of timber harvest in a South Carolina blackwater bottomland. *Forestal Ecology Management*. 90: 170-185.

Pineda, M. 2014. Herpetofauna comercializada como animales de ornato y compañía en tres mercados del Distrito Federal, aspectos biológicos e implicaciones para su conservación. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F.

Rabinowitz, D., S. Cairns y T. Dillon. 1986. Seven forms of rarity and their frequency in the flora of the British Isles. En: M. E. Soule; (ed.) *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*. pp. 182-204.

Ramírez, A. y M. C. Arizmendi. 2004. *Pseudoeurycea altamontana*. Sistemática e historia natural de algunos anfibios y reptiles de México. Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Unidad de Biología, Tecnología y Prototipos (UBIPRO), Universidad Nacional Autónoma de México. Bases de datos SNIB-CONABIO. Proyecto W013. México. D.F.

Ramírez-Bautista, A., U. Hernández-Salinas, U. O. García-Vázquez, A. Leyte-Manrique y L. Canseco-Márquez. 2009. Herpetofauna del Valle de México: Diversidad y Conservación. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. México, D.F. 213pp.

Ramírez-Bautista, A., U. Hernández-Salinas, R. Cruz-Elizalde, C. Berriozabal-Islas, D. Lara-Tufiño, I. Goyenechea Meyer-Goyenechea y J. M. Castillo-Calderón. 2014. Anfibios y reptiles del estado de Hidalgo, México: Diversidad, Biogeografía y Conservación. Sociedad Herpetológica Mexicana. Pachuca, Hidalgo. 387pp.

Reuter, A. y P. Mosig. 2010. Comercio y aprovechamiento de especies silvestres en México: observaciones sobre la gestión, tendencias y retos relacionados. Traffic the wildlife trade monitoring network. México D.F. 80pp.

Rodríguez-Miranda, L. A. 2012. Herpetofauna del Parque Presa El Llano. Tesis de licenciatura. Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México. Tlanepantla de Baz, México.

Roig, F. A. y E. Martínez. 1998. Propuesta metodológica para evaluar el riesgo de extinción de especies vegetales en una región. *Multequia*. 7: 21-28.

Rovito, S. M., G. Parra-Olea, E. Recuero, and D. B. Wake. 2015. Diversification and biogeographical history of Neotropical plethodontid salamanders. *Zoological Journal of the Linnean Society*. 175: 167–188.

Ryan, T. J., T. Philippi, Y. A. Leiden, M. E. Dorcas, T. B. Wigley, y J. W. Gibbons. 2002. Monitoring herpetofauna in a managed forest landscape: effects of habitat types and census techniques. *Forest Ecology and Management* 167:83-90.

Sá, R. O. 2005. Crisis global de biodiversidad: importancia de la diversidad genética y la extinción de los anfibios. *Agrociencia*. 10(2): 513-522.

Salcedo, M. A. 1986. Herpetofauna del Parque Nacional Nevado de Toluca (Guía de campo). Tesis de licenciatura. Escuela Nacional de estudios Profesionales Iztacala. Universidad Nacional Autónoma de México. Tlanepantla, Estado de México.

Sánchez, O. 2011. Evaluación y monitoreo de poblaciones silvestres de reptiles. En: Sánchez, O., P. Zamorano, E. Peters y H. Moya (Eds.). *Temas sobre conservación de vertebrados silvestres en México*. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. Instituto Nacional de Ecología, México. pp 83-120.

Sánchez, O., R. Medellín, A. Aldama, B. Goettsch, J. Soberón y M. Tambutti. 2007. Método de Evaluación del Riesgo de Extinción de las Especies Silvestres en México (MER). Instituto Nacional de Ecología. México, D. F. 170pp.

Sánchez-Jasso, J. M., X. Aguilar-Miguel, J. P. Medina-Castro y G. Sierra-Domínguez. 2013. Riqueza específica de vertebrados en un bosque reforestado del Parque Nacional Nevado de Toluca, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 84: 360-373.

Skelly, D. K., K. L. Yurewicz, E. E. Werner y R. A. Relyea. 2003. Estimating decline and distributional change in amphibians. *Conservation biology*. 17: 744-751.

(SMA) Secretaría del Medio Ambiente, 2010. Inventarios florísticos y faunísticos de la Cuenca Alta del Río Lerma. Gobierno del Estado de México. 214pp.

Southern Interior Reptile and Amphibian Recovery Team. 2008. Recovery strategy for the Tiger Salamander (*Ambystoma tigrinum*), Southern Mountain Population in British Columbia. Prepared for the B.C. Ministry of Environment, Victoria, BC. 22 pp.

Stevenson, R. D., D. R. Peterson y J. S. Tsuji. 1985. The thermal dependence of locomotion, tongue, flicking, digestión and oxygen consumption in the Wandering Garter Snake. *Physiology Zoological*. 58: 46-57.

Sudlow, B. E. 2004. Birds as bio-indicators of the ecological integrity of the Sabie River, Mpumalanga. Master of Science Dissertation. Rand Afrikaans University, South Africa. 178 pp.

Todd, B. D., J. D. Willson y J. W. Gibbons. 2010. The global status of reptiles and causes of their decline. En: Saprling, D. W., G. Linger, C. A. Bishop y S. Krest (eds.). *Ecotoxicology of amphibians and reptiles*. 2° ed. CrC press.

Vázquez, S. 2008. Algunas características ecológicas y reproductivas de la lagartija de collar *Sceloporus torquatus torquatus* Wiegmann 1828 (Squamata: Phrynosomatidae) en la Sierra de Tepetzotlán, estado de México. Tesis de licenciatura. Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México. Tlanepantla de Baz, México.

Venegas-Barrera, C. S. y J. Manjarrez. 2011. Patrones espaciales de la riqueza específica de las culebras *Thamnophis* en México. Revista Mexicana de la Biodiversidad. 82: 179-191.

Vitt, L. J. y J. P. Caldwell. 2009. Herpetology. An introductory biology of amphibians and reptiles. 3^oed. Elsevier. San Diego, California.

Wake, D. B. 1991. Declining amphibian populations. Science. 253:860.

Wake, D. B., T. J. Papenfuss y J. F. Lynch. 1992. Distribution of salamanders along elevational transects in Mexico and Guatemala. Biogeography of Mesoamerica. Tulane study in Zoology and botany. Supplementary Publication Number. 1: 303-319.

Wilder, A. E. y A. M. Welch. 2014. Effects of salinity and pesticide on sperm activity and ovoposition site selection in Green treefrogs, *Dryophytes cirenea*. Copeia. 4: 659-667.

Wittenberg, R. D. y S. J. Beaupre. 2014. Growth of timber rattlesnakes (*Crotalus horridus*) in an agriculturally fragmentes and a contiguosly forested hábitat. Herpetológica. 70(2): 171-183.

Young, B. E., S. N. Stuart, J. S. Chanson, N. A. Cox y T. M. Boucher. 2004. Joyas que están desapareciendo. El estado de los anfibios en el Nuevo Mundo. Nature Serve. Virginia, U.S.A. 53 pp.

Zarate, J. 2002. Uso de los recursos espaciales y temporales por una comunidad de anfibios y reptiles del municipio de Isidro Fabela, estado de México. Tesis de licenciatura. Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México. Tlanepantla de Baz, México.

Zarazúa, G., P. Ávila-Pérez, S. Tejeda, M. Valdivia-Barrientos, C. Zepeda-Gómez y G. Macedo-Miranda. 2013. Evaluación de los metales pesados Cr, Mn, Fe, Cu, Zn y Pb en sombrerillo de agua (*Hydrocotyle ranunculoides*) del Curso Alto del Río Lerma. Revista Internacional de Contaminación ambiental. 29(2):17-24.

ZAR, J.H. 1999. Biostatistical Analysis. 4a Ed. Prentice-Hall. N. Jersey, EUA.

Zepeda, C., X. A. Nemiga, A. Lot y D. Madrigal. 2012. Análisis del cambio del uso del suelo en las ciénegas de Lerma (1973-2008) y su impacto en la vegetación acuática. Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM. 78: 48-6.

Zunino, Z. y G. Riveros. 1981. Distribución de reptiles y su relación con la vegetación en "Parque Nacional la Campana" Chile Central. Anales del Museo de Historia Natural Valparaíso. 14: 185-188.

ANEXO 1

Cuadro 5. Listado taxonómico de las especies por tipo de hábitat y vegetación [Rb= vegetación de ribera y laguna, Pe= bosque de pino-encino) * registro nuevo para la zona y ^Δ especie reportada en la literatura (Manjarrez y Aguilar, 1995; Babb y Pacheco, 2011)] al sur del valle de Toluca, estado de México y su categoría de riesgo de acuerdo a la NOM-059-2010 (A= amenazada, Pr= protección especial).

Clase	Familia	Género	Especie	Hábitat	NOM-059	
Amphibia	Hylidae	<i>Dryophytes</i>	<i>eximius</i>	Rb	-	
		<i>Dryophytes</i>	<i>plicatus</i> ^Δ	Rb	A	
	Ranidae	<i>Lithobates</i>	<i>montezumae</i> ^Δ	Rb	-	
	Ambystomatidae	<i>Ambystoma</i>	<i>lermaense</i>	Rb	Pr	
	Plethodontidae	<i>Aquiloerycea</i>	<i>cephalica</i>	Pe	A	
			<i>Chiropterotriton</i>	<i>orculus</i> *	Pe	-
			<i>Isthmura</i>	<i>belli</i> ^Δ	Pe	A
			<i>Pseudoeurycea</i>	<i>altamontana</i> *	Pe	Pr
			<i>Pseudoeurycea</i>	<i>leprosa</i>	Pe	A
	Sauropsida	Phrynosomatidae	<i>Sceloporus</i>	<i>aeneus</i>	Pe	-
<i>Sceloporus</i>			<i>anahuacus</i> *	Pe	-	
<i>Sceloporus</i>			<i>bicanthalis</i> *	Pe	-	
<i>Sceloporus</i>			<i>palaciosi</i>	Pe	-	
<i>Sceloporus</i>			<i>scalaris</i>	Pe	-	
<i>Sceloporus</i>			<i>torquatus</i>	Pe	-	
Scincidae			<i>Plestiodon</i>	<i>copei</i>	Pe	Pr
Colubridae		<i>Conopsis</i>	<i>biserialis</i>	Pe	A	
			<i>lineata</i>	Pe	-	
			<i>nasus</i> *	Pe	-	
Natricidae		<i>Storeria</i>	<i>storerioides</i>	Pe	-	
			<i>Thamnophis</i>	<i>eques</i>	Rb	A
			<i>Thamnophis</i>	<i>melanogaster</i> *	Rb	A
			<i>Thamnophis</i>	<i>scalaris</i>	Rb	A
Viperidae		<i>Crotalus</i>	<i>ravus</i>	Pe, Rb	A	
			<i>triseriatus</i>	Rb	-	

ANEXO 2

Cuadro 6. Datos utilizados para realizar el índice de rareza y vulnerabilidad por especie.

Especie	Distribución	Endemismo	Intervalo de altitud (msnm)	Microhábitats ocupados
<i>Ambystoma lermaense</i>	Estado de México	Ciénegas del Lerma	2600	Debajo de rocas
<i>Chiropterotriton orculus</i>	Planicie Mexicana	Endémica a D.F., estado de México y Puebla	2500-4000	Debajo de rocas, hojarasca
<i>Conopsis biserialis</i>	Colima, Guanajuato, Hidalgo, Jalisco, México, Michoacán, Morelos, Puebla y D.F.	Faja Volcánica Transmexicana	2500-3200	Debajo de rocas, sobre vegetación
<i>Conopsis lineata</i>	Guanajuato, Guerrero, Jalisco, Estado de México, Michoacán, Morelos, Oaxaca, Puebla, Querétaro, San Luis Potosí, Tlaxcala, Veracruz y D. F.	Endémica	1750-3100	Debajo de rocas
<i>Conopsis nasus</i>	Chihuahua, Aguascalientes, Durango, Guanajuato, Hidalgo, Jalisco, Estado de México, Michoacán, Morelos, Puebla, Querétaro, San Luis Potosí, Sinaloa, Tlaxcala, Veracruz, Zacatecas y D.F.	Endémica	1515-2950	Debajo de rocas
<i>Crotalus ravus</i>	Morelos, México, D.F., Puebla, Tlaxcala, Veracruz, Hidalgo.	Endémica del centro y parte norte de la Faja Transvolcánica Mexicana.	1490-3000	Entre arbustos y debajo de rocas

Cuadro 6. Continuación.

Especie	Distribución	Endemismo	Intervalo de altitud (msnm)	Microhábitats ocupados
<i>Crotalus triseriatus</i>	Veracruz, Puebla, Tlaxcala, México, Morelos y Michoacán	Partes altas de la Faja Transvolcánica Mexicana	2500-4572	Entre arbustos
<i>Dryophytes eximius</i>	Durango, Tamaulipas, D.F., Hidalgo, Puebla, México, Tlaxcala	Altiplano Mexicano y Norte de la Faja Transvolcánica Mexicana	1500-2970	Debajo de rocas, sobre vegetación
<i>Dryophytes plicatus*</i>	México, Hidalgo, Morelos, Puebla, Tlaxcala, D.F.	Faja Volcánica Transmexicana	1500-3700	Cerca de cuerpos de agua
<i>Isthmura belli*</i>	Sonora por la Sierra Madre Occidental hasta Guerrero en la Sierra Madre del Sur, y parte del centro de la Faja Volcánica Transmexicana	Endémica (amplia distribución)	600-3300	Debajo de troncos, bajo rocas (preferencia por acantilados)
<i>Lithobates montezumae*</i>	Sierra Madre Occidental hasta la Faja Neovolcánica Transmexicana	Endémica (amplia distribución)	2000-4200	En charcos, vegetación ribereña
<i>Plestiodon copei</i>	México, D.F., Michoacán, Morelos Puebla y Veracruz	Faja Volcánica Transmexicana	2700-3200	Debajo de rocas
<i>Pseudoeurycea altamontana</i>	México, Morelos y D.F.	Faja Volcánica Transmexicana	2500-3200	debajo de troncos y rocas
<i>Aquiloerycea cephalica</i>	Hidalgo, Veracruz, México, D.F., Morelos, Puebla, San Luis Potosí, Nuevo León y Querétaro	Endémica (amplia distribución)	1100-3100	Debajo de rocas, troncos podridos, hojarasca
<i>Pseudoeurycea leprosa</i>	Guerrero, México, Morelos, Oaxaca, , Hidalgo, Puebla, Veracruz y D.F.	Altas montañas de la parte central y este de la Faja Volcánica Transmexicana	1850-3700	Debajo de rocas, troncos podridos, hojarasca

Cuadro 6. Continuación.

Especie	Distribución	Endemismo	Intervalo de altitud (msnm)	Microhábitats ocupados
<i>Sceloporus aeneus</i>	D.F, México, Jalisco, Guanajuato, Michoacán, Morelos, Hidalgo, Querétaro, Puebla	Faja Volcánica Transmexicana	1800-3600	Debajo y sobre rocas, sobre árboles, sobre la hierba, en paredes y construcciones
<i>Sceloporus anahuacus</i>	México, D. F.	Centro de México, D. F. y zonas aledañas del Estado de México	2800-3600	Debajo y sobre rocas, sobre árboles, sobre la hierba, en paredes y construcciones
<i>Sceloporus bicanthalis</i>	Puebla, Tlaxcala, Veracruz, México, Oaxaca, Hidalgo	Este de la Faja Volcánica Transmexicana y Sur de la Sierra Madre Oriental	2000-4200	Debajo y sobre rocas, sobre árboles, sobre la hierba, en paredes y construcciones
<i>Sceloporus palaciosi</i>	México, Michoacan, Morelos y D.F	Endémica de la Faja Volcánica Transmexicana	2200-4000	Sobre rocas, troncos caídos, tocones
<i>Sceloporus scalaris</i>	A lo largo de la Sierra Madre Oriental, Sierra Madre Occidental y Faja Volcánica Transmexicana.	No es endémica	1400-4000	Debajo y sobre rocas, sobre árboles, sobre la hierba, en paredes y construcciones
<i>Sceloporus torquatus</i>	Guanajuato, Hidalgo, México, Michoacan, Morelos, Puebla, Tamaulipas, Veracruz, D.F.	Centro y norte del país (amplia distribución)	1320-3000	Debajo y sobre rocas, sobre árboles, sobre la hierba, en paredes y construcciones

Cuadro 6. Continuación.

Especie	Distribución	Endemismo	Intervalo de altitud (msnm)	Microhábitats ocupados
<i>Storeria storerioides</i>	Chihuahua, Durango, México, Guanajuato, Guerrero, Jalisco, Michoacán, Morelos, Puebla, San Luis Potosí, Tlaxcala y D.F.	Endémica (Amplia distribución)	1200-4000	Sobre vegetación herbácea, debajo de rocas.
<i>Thamnophis eques</i>	Durango, Guerrero, Guanajuato, Hidalgo, Jalisco, México, Michoacan, Morelos, Oaxaca, Puebla, San Luis Potosí, Sinaloa, Veracruz, Sonora	No endémica	0-3000	Debajo de rocas, en el agua
<i>Thamnophis melanogaster</i>	Chihuahua, Sonora, Queretaro, San Luís Potosí, México, D.F.	Endémica (Amplia distribución)	1100-2550	Debajo de rocas, en la hierba
<i>Thamnophis scalaris</i>	Jalisco, Veracruz, Michoacán, Hidalgo, Puebla, México, D. F: y Tlaxcala	Endémica a la Faja Transvolcánica Mexicana	1300-3013	Debajo de rocas

Cuadro 6. Continuación.

Especie	Vegetación	NOM 059 2010	Red List	Usos
<i>Ambystoma lermaense</i>	Cuerpo de la laguna de Lerma y canales de riego aledaños	Protección especial	Peligro crítico	Es utilizado como alimento (frito, asado, en torta, en caldo, guisado y en tamal) y en la medicina tradicional para aliviar enfermedades respiratorias, anemia y diabetes.
<i>Chiropterotriton orculus</i>	Bosque de coníferas	Sin categoría	Preocupación menor	Sin uso
<i>Conopsis biserialis</i>	Bosque de pino, bosque de pino-encino	Amenazada	Preocupación menor	Sin uso
<i>Conopsis lineata</i>	Bosque de pino, bosque de pino-encino, bosque tropical caducifolio	Sin categoría	Preocupación menor	Sin uso
<i>Conopsis nasus</i>	Bosque de pino, bosque de encino, bosque de oyamel, y matorral xerófilo	Sin categoría	Preocupación menor	Sin uso
<i>Crotalus ravus</i>	Bosque de pino-encino, bosque mesófilo de montaña	Amenazada	Preocupación menor	Mascota, medicinal, alimenticio, mágico-religioso.

Cuadro 6. Continuación.

Espece	Vegetación	NOM 059 2010	Red List	Usos
<i>Crotalus triseriatus</i>	Bosques templados, principalmente bosque de pino-encino	Sin categoría	Preocupación menor	Mascota, medicinal, alimenticio, mágico-religioso.
<i>Dryophytes eximius</i>	Bose de pino, bosque de encino, B. de pino-encino, matorral xerófilo, Cuerpos de agua	Sin categoría	Preocupación menor	Mascota, alimento de serpientes (mascotas)
<i>Dryophytes plicatus</i>	Bosque de coníferas, Pastizales, bosque de pino-encino, tierras dedicadas a la agricultura	Amenazada	Preocupación menor	Mascota
<i>Isthmura belli</i>	Bosque de coníferas	Amenazada	Vulnerable	Mascota
<i>Lithobates montezumae</i>	Matorral espinoso, bosque de pino-encino y ambientes templados	Protección especial	Preocupación menor	Mascota, alimento.
<i>Plestiodon copei</i>	Bosques templados	Protección especial	Preocupación menor	Sin uso
<i>Pseudoeurycea altamontana</i>	Bosques de coníferas	Protección especial	En peligro	Sin uso
<i>Aquiloerycea cephalica</i>	Bosque pino-encino, Bosque mesófilo de montaña	Amenazada	Vulnerable	Sin uso

Cuadro 6. Continuación.

Espece	Vegetación	NOM 059 2010	Red List	Usos
<i>Pseudoeurycea leprosa</i>	Bosque de coníferas y bosque de pino-encino	Amenazada	Casi amenazada	Sin uso
<i>Sceloporus aeneus</i>	Bosque de pino, bosque de pino-encino	Sin categoría	Preocupación menor	Sin uso
<i>Sceloporus anahuacus</i>	Áreas abiertas de bosque de pino, bosque de pino-encino	Sin categoría	Preocupación menor	Sin uso
<i>Sceloporus bicanthalis</i>	Bosque de pino	Sin categoría	Preocupación menor	Sin uso
<i>Sceloporus palaciosi</i>	Bosque de oyamel	Sin categoría	Preocupación menor	Sin uso
<i>Sceloporus scalaris</i>	Bosque de pino	Sin categoría	Preocupación menor	Sin uso
<i>Sceloporus torquatus</i>	Bosque de encino, bosque de pino-encino	Sin categoría	Preocupación menor	Mascota
<i>Storeria storerioides</i>	Bosque de pino, bosque de pino-encino	Sin categoría	Preocupación menor	Sin uso
<i>Thamnophis eques</i>	Bosque de coníferas, matorral xerófilo, vegetación de ribera	Amenazada	Preocupación menor	Mascota
<i>Thamnophis melanogaster</i>	Estanques poco profundos, lagos, pantanos, arroyos,	Amenazada	Amenazada	Mascota
<i>Thamnophis scalaris</i>	Bosque de coníferas, vegetación de ribera	Amenazada	Preocupación menor	Mascota

ANEXO 3. Catálogo fotográfico de las especies de San Mateo Texcalyacac y Almoloya del Río.



Foto 1. *Ambystoma lermaense*. Foto por Gabriel Maldonado, 2014.



Foto 2. *Aquiloeurycea cephalica*. Foto por Gabriel Maldonado, 2014.



Foto 3. *Chiropterotriton orculus*. Foto por Gabriel Maldonado, 2015.

Anexo 3. Continuación.



Foto 4. *Pseudoeurycea altamontana*. Foto por Corina Rodríguez, 2015.



Foto 5. *Pseudoeurycea leprosa*. Foto por Gabriel Maldonado, 2015.



Foto 6. *Dryophytes eximius*. Foto por Gabriel Maldonado, 2015.

Anexo 3. Continuación.



Foto 7. *Sceloporus aeneus*. Foto por Gabriel Maldonado, 2015.



Foto 8. *Sceloporus anahuacus*. Foto por Noé Pacheco, 2014.



Foto 9. Cría de *Sceloporus bicanthalis*. Foto por Gabriel Maldonado, 2015.

Anexo 3. Continuación.



Foto 10. *Sceloporus palaciosi*. Foto por Anne, 2012.



Foto 11. *Sceloporus scalaris*. Foto por Gabriel Maldonado, 2014.



Foto 12. *Sceloporus torquatus*. Foto por Gabriel Maldonado, 2015.

Anexo 3. Continuación.



Foto 13. *Plestiodon copei*. Foto por Gabriel Maldonado, 2015.



Foto 14. *Conopsis biserialis*. Foto por Noé Pacheco, 2014.



Foto 15. *Conopsis lineata*. Foto por Gabriel Maldonado, 2014.

Anexo 3. Continuación.



Foto 16. *Conopsis nasus*.
Foto por Gabriel
Maldonado, 2015.



Foto17. *Storeria
storerioides*. Foto por Noé
Pacheco, 2015.



Foto 18. *Thamnophis
eques*. Foto por Gabriel
Maldonado, 2015.

Anexo 3. Continuación.



Foto 19. *Thamnophis scalaris*.
Foto por Gabriel Maldonado,
2015.



Foto 20. *Crotalus ravus*. Foto
por Noé Pacheco, 2011.