



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA
DE MÉXICO**

FACULTAD DE CIENCIAS

**Anuros y saurópsidos (no aves) en la comunidad
Hñähñu El Alberto, Ixmiquilpan, Hidalgo, México,
asociado a la flora y fauna de diferentes cuerpos de agua**

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

BIÓLOGO

P R E S E N T A:

Mauricio Obregón Esparza

DIRECTOR DE TESIS:

Dr. Carlos Jesús Balderas Valdivia

Ciudad de México, 2018





Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



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.

DATOS DEL JURADO

1. Datos del alumno:
Obregón
Esparza
Mauricio
(55) 55979515
Universidad Nacional Autónoma de México
Facultad de Ciencias
Biología
311098679
2. Datos del tutor
Dr. Carlos Jesús
Balderas
Valdivia
3. Sinodal 1:
Dr. Marcelo
Rojas
Oropeza
4. Sinodal 2:
Biól. Adriana Judith Xóchitl
González
Hernández
5. Sinodal 3:
Dr. Eberto
Novelo
Oble
6. Sinodal 4:
Dr. Alejandro
Villegas
Castillo
7. Datos del trabajo escrito:
Anuros y saurópsidos (no aves) en la comunidad Ñhãñhu El Alberto, Ixmiquilpan, Hidalgo,
México, asociado a la flora y fauna de diferentes cuerpos de agua.
105 p
2018

Dedicatoria

En memoria de mi amada abuela Alicia, quien me enseñó a atesorar la belleza de la vida en los pequeños detalles de la naturaleza.

A mis padres y hermano, por su apoyo incondicional en este largo camino que apenas comienza.

A ustedes infinitamente agradecido hoy y siempre...

Agradecimientos Institucionales

A la Universidad Nacional Autónoma de México y a la Facultad de Ciencias, por permitir desarrollarme profesionalmente como licenciado en Biología.

A la comunidad Hñähñu “El Alberto”, por dejarme trabajar en su territorio y su gran interés por conocer más a fondo a los anfibios y reptiles, al acompañarme en mis muestreos y enriquecer el conocimiento mutuo.

Al Dr. Carlos Jesús Balderas Valdivia, por aceptar dirigir este trabajo de tesis y apoyarme incondicionalmente en el trabajo de campo, procurando en todo momento compartir su conocimiento para garantizar mi desarrollo profesional.

A la Dra. Nathalie Cabriol, por todo el conocimiento brindado en el Taller de Procesos de la Biósfera, Sustentabilidad y Sociedad de la Facultad de Ciencias y por guiarme en mi camino como estudiante de manera satisfactoria.

Al Dr. Marcelo Rojas Oropeza, por ser parte fundamental de este proyecto como cotutor de tesis, por las valiosas enseñanzas en clase y en campo y su imperiosa necesidad para hacer de mí, un futuro biólogo autocrítico con valores éticos y profesionales.

Al Herpetario de la Facultad de Ciencias de la UNAM a cargo de la Biól. Mónica Salmerón Estrada, por el préstamo de ejemplares de la colección, así como material didáctico para las pláticas informativas sobre conservación de la herpetofauna mexicana, impartidas al público en general, como objetivo primordial de esta tesis.

Al Dr. Javier Carmona Jiménez del Laboratorio de Ecosistemas de Ribera, por el conocimiento, tiempo y espacio brindado, para realizar los análisis de nutrientes en el agua de mis manantiales.

A la Dra. Ángela Piedad Caro Borrero del Laboratorio de Ecosistemas de Ribera, por los consejos para llevar a cabo mi método de muestreo.

Al Dr. Leonardo Osvaldo Alvarado Cárdenas por sus sugerencias para el análisis de datos estadísticos.

Al ex Delegado de la comunidad “El Alberto” Fortunato Sanpedro Jeronimo, por el apoyo brindado durante cada una de las salidas de campo.

Al ex Delegado de la comunidad “Dexthi Alberto” Miguel García Bravo, por facilitar el acceso a los manantiales Presita y Huanthe.

Al ex Comisariado de la comunidad “El Alberto” José Matilde Mendoza Sanpedro, por proporcionar los vehículos y personal para salvaguardar la integridad del equipo de trabajo.

Al Comisariado de la comunidad “El Alberto” Concepción García Sanjuan, por acompañarme personalmente en repetidas ocasiones a los manantiales estudiados y facilitar el transporte, personal y herramientas necesarias para dicha labor.

Agradecimientos Personales

A mi madre, Imelda Esparza Rosiles, por hacerme un hombre de bien y acompañarme durante toda mi vida, impulsándome a cumplir mis sueños y aspiraciones con base a esfuerzo y dedicación.

A mi padre, Jaime Javier Obregón López, por ser mi mayor ejemplo de fortaleza y perseverancia, al estar siempre a mi lado y a partir de muchos años de sacrificio, darme las herramientas para salir adelante.

A mi querido hermano y futuro Maestro en Filosofía, Eduardo Javier Obregón Esparza, por ser mi ejemplo a seguir desde que tengo edad para recordar, dándome los mejores consejos de rectitud mientras crecíamos de la mano.

A mis abuelos Lauro Obregón y Elvia Valentina López, por procurarme durante toda mi vida y demostrar estar conmigo en los momentos buenos y los malos.

A mis tíos Víctor Hugo Obregón y Lauro Alberto Obregón, por ser como mis segundos padres, estando siempre pendientes de mi hermano y de mí.

A mi querida Ale, por apoyarme durante toda la carrera, ser mi confidente y no dejarme solo en los momentos más difíciles de mi vida.

A mis amigos Mario, Mel, José, Gabi, Luis y Lalo, por todo el cariño y los momentos felices que hemos pasado juntos.

A la Dra. Nathalie Cabirol por darme la confianza de formar parte de su equipo de trabajo e incentivar me a seguir adelante como futuro biólogo.

Al Dr. Marcelo Rojas, por ser mi profesor y amigo, brindándome los mejores consejos cuando los he necesitado.

A Fa, Jam, Gabi, Ale, Horte, Karen, Victoria, Marianita y demás chicos que forman parte del Taller de Procesos de la Biósfera, Sustentabilidad y Sociedad, así como del Grupo de Ecología Microbiana Funcional del Suelo y Protección Ambiental, por su ayuda en los muestreos en campo y procesamiento de información en laboratorio.

A la Facultad de Ciencias Naturales y Museo de la Universidad Nacional de La Plata, Argentina, que me permitiera colaborar con grandes investigadores en el ámbito de la herpetología. Especial agradecimiento al Profesor Jorge Daniel Williams y al Dr. Federico P. Kacoliris, al permitirme participar en su loable labor de conservación y rescate de anfibios argentinos, enmarcado dentro del programa CURURU.

A Toño, Bety y Kevin por alojarme en su casa durante cada salida de campo a “El Alberto”. Gracias por brindarme su amistad.

A la Universidad Nacional Autónoma de México y a mi país, por abrirme las puertas de su máxima casa de estudios y dejarme cumplir con mi deber como científico y mexicano.

Índice General

Agradecimientos Institucionales.....	iv
Agradecimientos Personales.....	v
Resumen.....	1
Abstract.....	2
1. Introducción.....	3
2. Marco Teórico.....	6
2.1 Status de la herpetofauna en la actualidad.....	6
2.1.1 Biodiversidad de herpetofauna en el mundo.....	9
2.1.2 Biodiversidad de la herpetofauna en México.....	13
2.1.2.1 Zonas áridas y semi áridas.....	15
2.1.2.2 Hidalgo.....	16
2.1.3 Los anfibios y saurópsidos (no aves) como bioindicadores del ecosistema.....	16
2.2 Alteraciones ambientales que inciden en la dinámica de las comunidades de anfibios y saurópsidos (no aves).....	18
2.2.1 Causas del declive de las poblaciones de anfibios y saurópsidos (no aves).....	24
2.2.2 Situación actual de la contaminación del agua en México.....	25
2.2.3 Efectos de la contaminación del agua en anfibios y saurópsidos (no aves).....	27
2.3 Estrategias de conservación de la herpetofauna mexicana.....	30
3. Justificación.....	33
4. Objetivo general.....	34
5. Objetivos particulares.....	34

6. Descripción del área de estudio.....	35
7. Material y método.....	40
7.1 Trabajo de campo.....	40
7.1.1 Determinación de zonas de estudio.....	40
7.1.2 Toma de muestras y de datos fisicoquímicos del agua.....	40
7.1.3 Colocación y monitoreo de sensores de temperatura.....	41
7.1.4 Identificación de herpetofauna.....	41
7.2 Trabajo de laboratorio.....	42
7.2.1 Análisis de nutrientes.....	42
7.2.2 Comparación de temperaturas con GraphPad PRISM® 6.0.....	42
7.2.2 Análisis de Componentes Principales (ACP).....	42
7.3 Divulgación y vinculación con la comunidad “El Alberto”.....	42
8. Resultados y Discusión.....	44
8.1 Localización GPS de los cuerpos de agua.....	44
8.2 Herpetofauna de “El Alberto”.....	45
8.3 Comparación de sitios por registros de temperatura.....	62
8.4 Análisis de Componentes Principales (ACP).....	64
8.5 Divulgación y vinculación de la comunidad “El Alberto” con la herpetofauna local.....	67
9. Conclusiones.....	70
10. Literatura citada.....	71
11. Anexos.....	92

Índice de Figuras

Figura 1. Localización de “El Alberto” en el municipio de Ixmiquilpan en el estado de Hidalgo, México.....	35
Figura 2. Representación visual de las especies de anfibios y saurópsidos (no aves), asociadas a los once manantiales muestreados en la comunidad “El Alberto”.....	44
Figura 3. a) <i>Dryophytes arenicolor</i> ; b) <i>Lithobates spectabilis</i> ; c) <i>Spea multiplicata</i> y d) <i>Anaxyrus punctatus</i> encontrados en la comunidad “El Alberto” en el municipio de Ixmiquilpan, Hidalgo.....	47
Figura 4. a) <i>Kinosternon integrum</i> , b) <i>Aspidoscelis gularis</i> , c) <i>Sceloporus spinosus</i> , d) <i>Plestiodon lynxe</i> , e) <i>Leptodeira septentrionalis</i> , f) <i>Rena dulcis</i> , g) <i>Drymarchon melanurus</i> , h) <i>Masticophis schotti</i> , i) <i>Senticolis triaspis</i> , j) <i>Tropidodipsas sartorii</i> , k) <i>Rena dulcis</i> , l) <i>Micrurus tener</i> en la comunidad “El Alberto” en el municipio de Ixmiquilpan, Hidalgo. Fotografías a, e, f, i, tomadas de Obregón-Esparza <i>et al.</i> [aceptado].....	49
Figura 5. Comparación en % entre el número de especies de salamandras, anuros, tortugas, lagartijas y serpientes encontradas en “El Alberto”, respecto a las reportadas para el municipio de Ixmiquilpan, Hidalgo.....	52
Figura 6. Concentración de nitritos NO_2^- , nitratos NO_3^- y nitrógeno amoniacal NH_4^+ en mg/l de siete cuerpos de agua analizados durante la temporada de lluvias en la comunidad “El Alberto”.....	56
Figura 7. Concentración de ortofosfatos PO_4^{3-} en mg/l de siete cuerpos de agua analizados durante la temporada de lluvias en la comunidad “El Alberto”.....	57
Figura 8. Concentración de sulfatos SO_4^{3-} en mg/l de siete cuerpos de agua analizados durante la temporada de lluvias en la comunidad “El Alberto”.....	58
Figura 9. Concentración de nitritos NO_2^- , nitratos NO_3^- y nitrógeno amoniacal NH_4^+ en mg/l de ocho cuerpos de agua analizados durante la temporada de estiaje en la comunidad “El Alberto”.....	60
Figura 10. Concentración de ortofosfatos PO_4^{3-} en mg/l de ocho cuerpos de agua analizados durante la temporada de estiaje en la comunidad “El Alberto”.....	61
Figura 11. Concentración de sulfatos SO_4^{3-} en mg/l de ocho cuerpos de agua analizados durante la temporada de estiaje en la comunidad “El Alberto”.....	62
Figura 12. Biplot de representación simultánea con una tendencia del 75% de las variables temperatura, turbidez, conductividad, pH, salinidad, NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ , PO_4^{3-} , SO_4^{3-} y los sitios	

Casa de Mario, Obra de Toma, Estanque Balneario, Presita, Manantial Centro 1 y 2, Toxhi, Purificadora, Huanthe y Gran Cañón.....	66
Figura 13. Pláticas de divulgación y concientización sobre la conservación de la herpetofauna mexicana en “El Alberto”, Ixmiquilpan, Hidalgo.....	68
Figura 14. Niños de la comunidad “El Alberto” sosteniendo un ejemplar de <i>Leptodeira septentrionalis</i> (culebra ojos de gato).....	69

Índice de Cuadros

Cuadro 1. Nombre del sitio, coordenadas geográficas, tipo de cuerpo de agua (natural o artificial) y tipo de vegetación de once microhábitats de estudio.....	37
Cuadro 2. Inventario de especies de anuros y reptiles encontrados en la comunidad “El Alberto”, y su comparación con diversos autores que realizaron un listado herpetofaunístico para el Municipio de Ixmiquilpan, Hidalgo.....	46
Cuadro 3. Especies de ranas asociadas a cada uno de los once microhábitats estudiados en la comunidad “El Alberto”.....	48
Cuadro 4. Especies de saurópsidos (no aves) asociadas a cada uno de los once microhábitats de estudio en la comunidad “El Alberto”.....	51
Cuadro 5. Fuentes antropocéntricas de nitrógeno inorgánico en ecosistemas acuáticos. Tomado de Camargo y Alonso, 2007.....	56

Resumen

Poblaciones enteras de anfibios y saurópsidos (no aves; tradicionalmente reptiles) en todo el mundo están sufriendo alteraciones, viéndose mermadas durante los últimos doscientos años. Este trabajo realiza el primer listado herpetofaunístico para la comunidad Hñähñu “El Alberto” en el municipio de Ixmiquilpan, Hidalgo, que forma parte del Valle del Mezquital. El matorral xerófilo es el principal tipo de vegetación, pero a su vez se genera una diversidad importante de microhábitats por el paso del río Tula. El río define la distribución de las especies de anuros y saurópsidos (no aves) dentro de la comunidad “El Alberto”. Sin embargo, la calidad del agua influye y la restringe, por acción de algunos compuestos como nitratos, nitritos, nitrógeno amoniacal, ortofosfatos y sulfatos, que medidos durante la temporada de lluvia y estiaje en once cuerpos de agua del área de estudio, sus concentraciones indican que algunos de estos cuerpos de agua están contaminados. Cada uno de ellos es un nicho con relaciones tróficas bien establecidas entre la herpetofauna y demás especies animales y vegetales. Como aportación extra, cuatro de las dieciséis especies de anfibios y reptiles reportadas para “El Alberto” son nuevos registros municipales (*Leptodeira septentrionalis*, *Senticolis triaspis*, *Tantilla rubra* y *Kinosternon integrum*), ampliando así el conocimiento en el rango de distribución de dichas especies. Para promover la conservación de la herpetofauna mexicana, se impartieron pláticas de concientización a niños, jóvenes y tomadores de decisiones de la comunidad con la finalidad de que eviten matar a estos animales, por diversas acepciones que han permeado y permanecido en su cosmovisión a lo largo de las generaciones.

Abstract

Entire populations of amphibians and sauropsids (not birds, traditionally reptiles) all over the world are undergoing alterations, being depleted during the last two hundred years. This work makes the first herpetofaunistic list for the Hñähñu community "El Alberto" in the municipio of Ixmiquilpan, Hidalgo, which is part of the Valle del Mezquital. The xerophilous scrub is the main type of vegetation, but at the same time an important diversity of microhabitats is generated by the passage of the Tula River. The river defines the distribution of the species of anurans and sauropsids (not birds) within the community "El Alberto". However, water quality influences and restricts it, by the action of some compounds such as nitrates, nitrites, ammonia nitrogen, orthophosphates and sulphates, which measured during the rainy and dry season in eleven bodies of water in the study area, their concentrations they indicate that some of these bodies of water are contaminated. Each of them is a niche with well-established trophic relationships between the herpetofauna and other animal and plant species. As an extra contribution, four of the sixteen species of amphibians and reptiles reported for "El Alberto" are new municipal registers (*Leptodeira septentrionalis*, *Senticolis triaspis*, *Tantilla rubra* and *Kinosternon integrum*), thus expanding knowledge in the range of distribution of these species. To promote the conservation of the mexican herpetofauna, awareness-raising talks were given to children, youth and community decision-makers in order to avoid killing these animals, by different meanings that have permeated and remained in their worldview throughout the generations.

1. Introducción

México es uno de los países más ricos en anfibios y saurópsidos (no aves), con más del 10% de riqueza de estos grupos de vertebrados (Pough *et al.*, 2001; Ramírez-Bautista *et al.*, 2009, 2010; Wilson *et al.*, 2010, 2013a, b). Para el año 2013 la diversidad de especies de anfibios y reptiles en México se estimaba en 1,227 especies, de las cuales 378 corresponderían a anfibios y 864 a reptiles (Wilson *et al.*, 2013a, b). En los recuentos recientes se estima que se conocen 376 especies de anfibios (Parra-Olea *et al.*, 2014); sin embargo, AmphibiaWeb (2018) registra 383 especies, aunque para Frost (2018) son 403 anfibios para México. Por otro lado, se estima que se conocen 864 especies de reptiles (Flores-Villela & García Vázquez, 2014). Se reconoce que hay altos valores de endemismos, ya que el 50% de las especies de anfibios y el 57% de las especies de reptiles son exclusivas de México (Mittermier & Goettsch, 1997; Flores-Villela & García Vázquez, 2014; Parra-Olea *et al.*, 2014). En cualquier caso, esto representa una riqueza de más del 60% de especies endémicas de México (Ramírez-Bautista *et al.*, 2009, 2010).

El estado de Hidalgo cuenta con una riqueza de 183 especies, de las cuales 53 son anfibios y 130 reptiles (Wilson *et al.*, 2013 a, b). La riqueza de estos grupos es originada por el alto grado de diversidad de tipos de vegetación, en especial en los ambientes tropicales. Sin embargo, ambientes con presencia de matorral xerófilo, vegetación riparia o ambientes transformados, como potreros, también juegan un papel importante en la presencia de las especies en el estado de Hidalgo, por sus distintas características ecológicas que los vuelven propicios para ciertas poblaciones de estos vertebrados.

La comunidad Hñähñu El Alberto, está ubicada en el Valle del Mezquital, región del estado de Hidalgo que abarca 27 municipios (INEGI, 1998) equivalente al 33.7% de la superficie del estado (Arroyo, 2001). Esta zona se caracteriza por sus diversas condiciones ambientales, originando gradientes ecológicos que favorecen la presencia de diversos hábitats (López, 2001). Las variaciones altitudinales, fisiográficas, de sustrato y suelo influyen en el establecimiento de las formas de vida y en el desarrollo de una gran riqueza específica, lo que genera mosaicos de vegetación con un amplio potencial de recursos para la zona (López, 2001).

El Valle del Mezquital junto con el desierto chihuahuense, la zona de Baja California, y el Valle de Tehuacán-Cuicatlán, Puebla/Oaxaca conforman las 4 grandes regiones áridas y semiáridas del país (Shreve, 1942). Las zonas áridas comprenden alrededor del 60% del total del territorio nacional, y

aunque menos ricas que las regiones tropicales, son de gran importancia, ya que presentan una enorme diversidad de especies vegetales. Por desgracia, han sido poco estudiadas y se encuentran amenazadas debido a la acelerada perturbación por causas antropocéntricas, como la sobreexplotación de la cobertura vegetal, el cambio de uso de suelo, el sobrepastoreo, la erosión del suelo y actividad minera (Rzedowski, 1996). Aun cuando el estudio de los anfibios y reptiles del país se ha visto enriquecido en los últimos años, todavía hace falta información para ciertas zonas en cuanto al número de especies, lo cual se ve reflejado en la falta de inventarios actualizados y bases de datos que incluyan componentes abióticos y bióticos importantes que expliquen la presencia de los organismos inventariados (Fernández-Badillo y Goyenechea-Mayer, 2010).

Una de las finalidades de este trabajo es favorecer el conocimiento de la herpetofauna de nuestro país con el primer listado a escala local de la comunidad “El Alberto”, por ser un lugar con una alta heterogeneidad en tipos de vegetación como consecuencia de: a) influencia del río Tula como proveedor constante del pulso hidráulico y agente principal de contaminación por compuestos nitrogenados (nitratos, nitritos, nitrógeno amoniacal), sulfatos y ortofosfatos, al infiltrarse hacia los manantiales que aquí se ubican y de los cuales dependen muchas especies animales; b) el relieve que limita la proliferación de la vegetación por rangos altitudinales.

El presente trabajo hace constar que las diferencias entre la calidad de los cuerpos de agua, ya sea por altitud, por diferencia entre la época de lluvia o estiaje o su cercanía con el río Tula, la concentración de nutrientes indican contaminación. La contaminación en el agua se define como un exceso de materia orgánica que puede generar daños irreversibles a las poblaciones de anfibios y reptiles. Por su parte, los compuestos nitrogenados, sulfatos y ortofosfatos pueden disminuir la viabilidad, diversidad y cambios en la composición de una comunidad ya que pueden tener efectos letales y subletales en los organismos (Camargo *et al.*, 2005; Griffis-Kyle y Ritchie, 2007), como por ejemplo: retraso en el desarrollo y crecimiento, cambios conductuales, pérdida de peso, malformaciones, reducción del éxito de eclosión y en casos extremos la muerte. Poniendo en riesgo la estabilidad de las poblaciones a largo plazo (Boyer y Grue, 1995; Johansson *et al.*, 2001; Griffis-Kyle y Ritchie, 2007). Pero también, todos estos compuestos son nutrientes esenciales para las plantas y otras especies de organismos fotosintéticos acuáticos, que al aumentar en cantidad de forma descontrolada, disminuyen la cantidad de oxígeno disuelto en el agua y producen serios problemas de eutrofización (CICEANA, 2018; Severiche y González, 2012). Sin embargo, muchas especies de vertebrados e invertebrados son capaces de soportar estas condiciones desfavorables gracias a sus adaptaciones fisiológicas y estructurales (Halliday y Adler, 2007), permitiendo que puedan cumplir con sus

funciones biológicas y estableciendo complejas cadenas tróficas. La información resultante de este trabajo será pieza fundamental para estudios biogeográficos que expliquen la alta diversidad de anfibios y reptiles que se está suscitando en climas semidesérticos y posibles causas puntuales de contaminación que afectan a poblaciones enteras en el Valle del Mezquital por la influencia directa del río Tula.

2. Marco Teórico

2.1 Status de la herpetofauna en la actualidad

Saurópsidos (no aves)

Los saurópsidos (no aves) juegan un papel importante en los sistemas naturales, como depredadores, presas, herbívoros, dispersores de semillas y especies comensales. Algunas de estas especies en su función, resultan clave como bioindicadores de la salud del medio ambiente y sus asociaciones específicas con su microhábitat, pues proporcionan el sistema de estudio ideal para ilustrar los procesos biológicos y evolutivos de especiación (Raxworthy *et al.*, 2008). Los reptiles tienen generalmente rangos de distribución más estrechos que otros vertebrados tales como aves y mamíferos (Anderson, 1984; Anderson y Marcus, 1992), haciéndolos más susceptibles a amenazas antropogénicas, y por lo tanto son un grupo de preocupación para la conservación (Böhm *et al.*, 2013).

Evaluaciones regionales realizadas en Europa y África Meridional, indican que una quinta y una décima parte de las especies de reptiles de esas zonas están amenazadas de extinción respectivamente. También se ha propuesto que los descensos en reptiles, son similares en amplitud taxonómica, alcance geográfico y severidad a los observados actualmente en anfibios (Gibbons *et al.*, 2000). Las declinaciones de los reptiles han sido atribuidas a la pérdida y degradación del hábitat, comercio insostenible, relación interespecífica negativa por la aptitud del hombre hacia las serpientes, presencia de especies invasoras, contaminación, enfermedades y al cambio climático (Cox y Temple, 2009; Pinheiro *et al.*, 2016).

Por si fuera poco, los reptiles están actualmente mal representados en la Lista Roja de Especies Amenazadas de la Unión Mundial para la Conservación de la Naturaleza (IUCN por sus siglas en inglés), con sólo un 35% de las especies descritas evaluadas y las evaluadas se hicieron de manera no sistemática (IUCN, 2011a). A pesar de que, a largo plazo, la Evaluación de Reptiles Globales (IGP por sus siglas en inglés) solucionará este sesgo, el actual proceso de evaluación se basa en talleres regionales y en la formación de categorías especiales en la IUCN para grupos específicos de reptiles, lo que introduce un sesgo geográfico y taxonómico en el análisis. Específicamente, la Evaluación Global de Reptiles ha llevado a cabo evaluaciones exhaustivas para América del Norte, Madagascar y Nueva Caledonia, y se han realizado evaluaciones completas exclusivamente endémicas en Filipinas, Europa y grupos de islas seleccionadas (Seychelles, Comoras y Socotra). Como resultado,

todavía hay grandes lagunas geográficas sin estudiar y otras que se abordan lentamente en regiones de África, América Latina, Asia y Australia. Esto limita nuestra comprensión del grado de amenaza real que viven los reptiles a nivel mundial (Böhm *et al.*, 2013).

En general, los niveles de amenaza en reptiles son ligeramente inferiores a los observados en otros taxones tales como mamíferos y peces de agua dulce (Hoffmann *et al.*, 2010), pero mayor que en las aves (IUCN, 2011a).

Las altas proporciones de deficiencia de datos pueden dificultar considerablemente nuestra comprensión de la amenaza, pero esta incertidumbre es evidente en muchos grupos de especies que han sido evaluados hasta la fecha. Los patrones de deficiencia de datos regionales o taxonómicos podrían utilizarse para impulsar programas de investigación sobre faunas locales o grupos taxonómicos específicos (Böhm *et al.*, 2013).

Anfibios

La preocupación por la pérdida de las poblaciones de anfibios comenzó en 1989 con el Primer Congreso Mundial de Herpetología. La tendencia de los registros históricos indica que los descensos comenzaron ya en los años setenta en el oeste de los Estados Unidos (Kagarise y Morton, 1993; Drost y Feller, 1996), Puerto Rico (Burrowes *et al.*, 2004) y el noreste de Australia (Czechura e Ingram, 1994). Informes siguientes revelaron la severidad de este hecho; en un sitio de Costa Rica, el 40% de la fauna de anfibios desapareció durante un corto periodo a finales de los años ochenta (Pounds *et al.*, 1997). Las desapariciones repentinas de especies montañas se registraron simultáneamente en Costa Rica, Ecuador y Venezuela (Pounds *et al.*, 1997; Young, 2001). En algunos países, muchas poblaciones decrecieron en zonas aparentemente prístinas (Kagarise y Morton, 1993; Young, 2001). Este hallazgo, además de muchos otros informes de descensos en los años noventa (Laurance *et al.*, 1996; Houlahand *et al.*, 2000; Young, 2001), fueron una prueba irrefutable para convencer a la mayoría de los herpetólogos de que la disminución de los anfibios no proviene de eventos azarosos (Stuart *et al.*, 2004).

Los anfibios están viviendo la peor crisis de extinción de toda su historia (Wake y Vredenburg, 2008). Su tasa de extinción es aún más alta que la de otros vertebrados (Collins y Storfer, 2003; Young *et al.*, 2004). La falta de información y la severidad del declive de los anfibios, condujo a la creación de la Evaluación Mundial de Anfibios (GAA) de la Unión Internacional para la Conservación de la

Naturaleza (IUCN), con la finalidad de recopilar datos sobre distribución, abundancia, tendencias de población, asociaciones de hábitat y amenazas para cerca de 5743 especies descritas de anfibios (IUCN, 2004). A partir de esta información, se emplearon los criterios de la Lista Roja de la IUCN (IUCN, 2001) para determinar el nivel de amenaza para cada especie (Stuart *et al.*, 2004).

Hasta el momento, los resultados demuestran que los anfibios están aún más amenazados que las aves (BirdLife, 2004) o los mamíferos (IUCN, 2003), y 1856 especies (32,5%) se encuentran amenazadas a nivel mundial es decir, en comparación con el 12% de las aves (1211 especies) (BirdLife, 2004) y el 23% de los mamíferos (1130 especies) (IUCN, 2003), en las categorías de la Lista Roja de la IUCN (IUCN, 2001) de “Vulnerable”, ” En Peligro de Extinción” o “En Peligro Crítico”. Por lo menos 2468 especies de anfibios (43,2%) experimentan alguna forma de disminución en sus poblaciones, mientras que sólo 28 (0,5%) están aumentando y 1552 (27,2%) son estables; 1661 especies (29.1%) tienen una tendencia desconocida.

Muchas especies de anfibios están al borde de la extinción, con 427 especies (7.4%) catalogadas como “En Peligro Crítico” (CR) (la categoría IUCN de mayor amenaza), en comparación con 179 aves (1.8%) (BirdLife, 2004) y 184 mamíferos (3.8 %) (IUCN, 2003).

El nivel de amenaza a los anfibios es, sin duda alguna subestimada porque 1294 especies (22,5%) no han sido suficientemente estudiadas para poder ser evaluadas “Datos Insuficientes” (DD) (IUCN, 2003). Es probable que una proporción significativa de los anfibios DD esté mundialmente amenazada. El análisis de las tendencias en la disponibilidad de población-hábitat indica un deterioro de la situación de los anfibios desde 1980, cuando 1772 especies (31,0%) se encontraban amenazadas a nivel mundial, incluyendo 231 especies (4.0%) en la categoría CR, sin embargo, el número de anfibios enmarcados en esta categoría casi se han duplicado desde entonces (Stuart *et al.*, 2004).

Sólo se sabe que 34 especies de anfibios se han extinguido desde 1500, pero existe una fuerte evidencia de que esta situación empeora cada vez más, ya que nueve de estas extinciones se han producido desde 1980. De mayor preocupación es el número de especies que ya no se pueden encontrar (posiblemente extintas). La GAA estima que entre 9 y 122 especies de anfibios se han extinguido desde 1980, y se necesita un extenso trabajo de campo para obtener un número más preciso (Stuart *et al.*, 2004).

En la actualidad, se considera que en México, 164 especies se encuentran amenazadas o críticamente amenazadas, lo cual equivale al 43% de la diversidad total. Cuarenta y dos especies son vulnerables y para un 14% de las especies no existe suficiente información para asignarlas a una categoría (Parra-Olea *et al.*, 2014).

2.1.1 Biodiversidad de herpetofauna en el mundo

Saurópsidos (no aves)

Los tradicionales reptiles se han reconocido como grupo desde 1768, sin embargo, en las últimas 2 décadas se tiene conciencia de que no forman un grupo natural debido a que no incluyen a las aves (Avialae). Puesto que existe desacuerdo en cómo clasificar a los grupos mayores de reptiles, muchos autores han propuesto no asignarles categoría linneana. Los grupos que se reconocen en la sistemática moderna son Testudines o Chelonia (tortugas), Lepidosauria (tuataras, anfibenias, lagartijas, serpientes), Archosauria (cocodrilos, aves y otros grupos fósiles), constituyéndose formalmente como un grupo natural que incorpora a Avialae y excluye a los Synapsida (mamíferos) y sus ancestros (Pough *et al.*, 2004).

Los Testudines, son un grupo muy característico debido a que el cuerpo está cubierto de una estructura de huesos dérmicos. A esta estructura denominada concha o caparazón están fusionadas las vértebras (excepto las de cuello y cola), costillas y las cinturas pélvica y pectoral. La parte ventral de la concha se llama plastrón. Todas las tortugas son ovíparas y depositan de una a varias docenas de huevos según la especie en cuestión y el tamaño de la hembra, en general, existe una correlación entre tamaño y número de huevos (Pough *et al.*, 2004; Vitt y Caldwell, 2009). Las tortugas son omnívoras, herbívoras y carnívoras. Las especies de este grupo van de unos cuantos centímetros de longitud de carapacho hasta 244 cm (Halliday y Adler, 2002).

Este grupo está bien distribuido y ocurre en amplias áreas alrededor del ecuador pero no llegan al círculo polar Ártico. El límite boreal en la distribución de las tortugas terrestres y dulceacuícolas está dado por la familia Emydidae en Europa y América, y en Asia por las familias Trionychidae, Bataguridae y Testudinidae. El límite austral de la distribución de las tortugas está dado por la familia Pelomedusidae en África, Testudinidae en Sudamérica y Chelidae en Australia. Los límites boreal y austral de la distribución de tortugas marinas está marcado por la distribución de *Dermochelys coriacea*. No hay tortugas en el desierto del Sahara, ni en el desierto central de Australia. También

están ausentes en la cordillera de los Himalayas y no se distribuyen más al norte de ésta. Tampoco hay tortugas al oeste de los Andes en América del Sur (Flores-Villela y García-Vázquez, 2014).

Se han descrito 332 especies (Van Dijk *et al.*, 2012; Iverson *et al.*, 2013), de las cuales se reconocen 2 grandes grupos dependiendo de cómo doblan el cuello hacia adentro del carapacho: los Pleurodira y los Cryptodira (Flores-Villela y García-Vázquez, 2014).

Los lacertílicos son el grupo de reptiles vivientes más numeroso, las lagartijas pueden ser ovíparas y vivíparas, incluyendo algunas especies que presentan algún tipo de placentación (Scincidae) y otras que sólo nacen vivas sin tener mucho intercambio con la madre. Las lagartijas ocupan varios hábitats: terrestres, fosoriales arborícolas, semiacuáticas, latebrícolas y trogloditas. La mayoría son diurnas pero hay muchas especies crepusculares y nocturnas (Halliday y Adler, 2002). Muchas especies de lagartijas son insectívoras o carnívoras (ej. Varanidae), y hay algunas especies herbívoras o que comen algas marinas (*Amblyrhynchus cristatus*). Las especies de lagartijas van desde unos cuantos milímetros de longitud (*Brookesia micra*) a 150 cm como el dragón de Komodo (Halliday y Adler, 2002).

Las lagartijas tienen una distribución cosmopolita, están en todas las masas terrestres menos en Groenlandia, Islandia y Antártida, mientras que al sur, solo una especie llega al círculo polar Ártico (*Lacerta vivipara*). Las lagartijas son el grupo mejor distribuido cuando se les encuentra en islas que otros Squamata. Los límites distribucionales boreales de las lagartijas están definidos por los Scincidae y Teiidae en Norte América y por Lacertidae en Eurasia. Los límites australes están dados por las familias Agamidae, Chamaeleonidae, Cordylidae, Gekkonidae, Lacertidae y Scincidae en África del sur; en Australia y Nueva Zelanda por Scincidae y en Sudamérica por la familia Tropiduridae; se reconocen aproximadamente 5, 851 especies (Uetz, 2013).

Los anfisbénidos son un grupo monofilético que está dentro de las lagartijas; algunas de las características que distinguen a este grupo de reptiles de otros Squamata son: cuerpo alargado y con anillos de escamas que dan la apariencia de estar segmentado; no poseen extremidades, excepto en Bipedidae que poseen las delanteras; las anfibenias pueden ser ovíparas o vivíparas, también son depredadores de artrópodos, lombrices y pequeños vertebrados (Halliday y Adler, 2002).

Las anfisbenias son principalmente habitantes de zonas tropicales, subtropicales y templadas de América, África, las penínsulas Arábiga e Ibérica y una pequeña porción del suroeste de Asia. Se les

encuentra en diferentes hábitats desde bosques tropicales húmedos y semisecos hasta desiertos arenosos. Se reconocen aproximadamente 184 especies (Uetz, 2013), muchas de las cuales son extremadamente raras, pues sólo se conocen del holotipo o de algunos cuantos ejemplares (Flores-Villela y García-Vázquez, 2014).

El grupo conocido como “Serpentes” se caracteriza por tener un cuerpo alargado; poseen varias adaptaciones para la alimentación, pues tragan a sus presas completas, tienen una prolongación de la glotis que les permite respirar mientras tragan; existen serpientes ovíparas o vivíparas; incluso algunas especies poseen una placenta primitiva (Halliday y Adler, 2002). Todas las especies de serpientes son depredadoras y comen otros animales, desde insectos y otros invertebrados hasta vertebrados de talla mediana e incluso otros reptiles (Flores-Villela y García-Vázquez, 2014).

Las serpientes son cosmopolitas, ocupan todas las masas continentales, menos la Antártida, Islandia y Groenlandia, también ocupan varias islas continentales y oceánicas. Hay 2 especies que llegan de forma marginal al círculo polar Ártico *Thamnophis sirtalis* en América y *Vipera berus* en Eurasia. En las serpientes los límites boreales de la distribución están marcados por la familia Colubridae en América del Norte y Viperidae en Eurasia. Los límites australes por las familias Elapidae, Colubridae, Typhlopidae y Viperidae en el sur de África; Elapidae en Australia y Colubridae y Viperidae en Sudamérica. Se reconocen aproximadamente 3, 442 especies (Uetz, 2013).

El grupo conocido como “Crocodylia” es muy diferente a los otros grupos vivientes. Se caracterizan por tener el cuerpo cubierto de una piel gruesa con osteodermos en la parte dorsal, algunas especies también en la parte ventral, los dientes son tecodontos, paladar secundario, tienen dividida la cavidad torácica por un músculo similar al diafragma de mamíferos, el corazón es prácticamente tetracavitario, los dedos de las patas tienen membranas interdigitales amplias, pues todas las especies son semiacuáticas, poseen glándulas que posiblemente producen feromonas en la región gular y cloacal (Pough *et al.*, 2004). Todas las especies de cocodrilos son ovíparas, las hembras construyen nidos en los que depositan los huevos y los cuidan hasta que eclosionan. Los cocodrilos son todos depredadores, los adultos comen todo tipo de vertebrados, grandes y pequeños y algunos invertebrados, las crías y juveniles comen insectos y pequeños vertebrados (Flores-Villela y García-Vázquez, 2014).

Los cocodrilos tienen distribución pantropical, sólo los miembros de la familia Alligatoridae rebasan estos límites, *Alligator* al norte y *Caiman latirostris* en Sudamérica. Los límites de la distribución

boreal de los Crocodylia están marcados por la familia Alligatoridae en América del Norte, Sudamérica y este de Asia, en el sur de Asia por la familia Gavialidae la distribución austral máxima está marcada en África y Australia por la familia Crocodylidae. No hay cocodrilos en Europa, norte de Asia, extremo sur y noroeste de África, en Norte América a partir del centro y oeste de México, sur de Australia, Nueva Zelanda, al oeste y sur de los Andes en Sudamérica y en el centro de Brasil (Uetz, 2013).

Anfibios

A nivel mundial, existen alrededor de 5,948 especies de anfibios, distribuidas en todos los ambientes terrestres y de agua dulce, pero ausentes en los hábitats más fríos o secos del planeta (Frost *et al.*, 2006). En América se distribuyen 241 especies en la región Neártica y 2,465 especies en el Neotrópico (Duellman, 1999); siendo esta última región la más rica y diversas del mundo. Las especies descritas para Mesoamérica oscilan los 598 taxa, repartidos en 63 géneros, 15 familias y 3 ordenes (Campbell, 1999).

Como se mencionó en el párrafo anterior, los anfibios se clasifican en 3 órdenes: Anura (ranas y sapos), Caudata (salamandras y tritones) y Gymnophiona (cecilias) (Halliday y Adler, 2007). Cada uno de ellos presenta características particulares a lo que respecta su morfología e historia natural.

El orden Anura, está constituido por 6 200 especies (Frost, 2018) y 6 233 (AmphibiaWeb, 2018), es el más abundante y diverso de los anfibios. Las especies de este grupo se encuentran en hábitats acuáticos, terrestres, fosoriales y arborícolas en prácticamente todos los continentes (Heyer *et al.*, 2001; Halliday y Adler, 2007).

Por su parte, los anfibios pertenecientes al orden Caudata (salamandras), son un clado compuesto por cerca de 652-655 especies (Frost, 2013; AmphibiaWeb, 2018) que se distribuyen mayoritariamente en la región Holártica pero se encuentran en mayor proporción en los bosques del sureste de Estados Unidos, aunque la familia Plethodontidae se ha diversificado en los trópicos del Nuevo Mundo (Halliday y Adler, 2007; AmphibiaWeb, 2018).

Los cecílicos, concernientes al orden Gymnophiona son un clado compuesto por alrededor de 192-199 especies (Frost, 2013, AmphibiaWeb, 2018). La distribución de este grupo es Pantropical en áreas selváticas y húmedas del sureste de Asia desde la India a Sri Lanka, sur de China, Archipiélago

Malayo al sur de Filipinas; este y oeste de África; las Seychelles, México, América Central y gran parte de Sudamérica (Halliday y Adler, 2007; AmphibiaWeb, 2018).

2.1.2 Biodiversidad de la herpetofauna en México

Saurópsidos (no aves)

De acuerdo con Flores-Villela y GarcíaVázquez (2014), al momento de su reporte, de las 864 especies de reptiles conocidas para nuestro país, 417 son lagartijas, 393 serpientes, 3 anfisbénidos, 3 cocodrilos y 48 tortugas. Estas especies están dentro de 159 géneros y 40 familias, representando el 8.7% de los reptiles del mundo. La familia de lagartijas con mayor riqueza de especies es Phrynosomatidae (15.9% del total de especies en México) y para las serpientes es Colubridae (15.3%); mientras que los géneros más diversos son *Sceloporus* (10.5%), *Aspidoscelis* (5.5%), *Anolis* (4.7%) y *Crotalus* (3.7%). La proporción de la fauna de reptiles que habita en el país es notable, ya que se distribuyen en México el 44.9% de las familias de reptiles del mundo, y el 14% de los géneros de este grupo. Por si fuera poco, más de la mitad de estas especies son endémicas al país (57%).

Ahora bien, las tortugas son de gran importancia pues México es el segundo país más rico en especies de este grupo, después de los Estados Unidos (Van Dijk *et al.*, 2012). De las tortugas, contamos con el porcentaje más alto de especies comparado con el resto del mundo (14.45%). El grupo menos representado en México son las anfisbenias, ya que sólo representan el 1.6% de las especies del mundo. Sin embargo, la única familia de reptiles que es endémica del país es Bipedidae, la cual pertenece a este grupo. Aunque la riqueza de lagartijas a nivel de géneros y especies en México es baja (9 y 7.1% respectivamente), a nivel de familias están presentes en el país el 50% de ellas. Otro dato interesante es que al comparar lagartijas y serpientes, que son los grupos con más especies de todos los reptiles, en México tenemos casi el mismo número de especies de ambos, 417 de lagartijas y 393 de serpientes pero el número de géneros endémicos de serpientes es mayor que el de las lagartijas, 12 géneros y sólo 2 para el último grupo (Flores-Villela y García Vázquez, 2014).

El número de endemismos es alto entre los reptiles que habitan en México. De las 40 familias de reptiles, 15 no poseen especies endémicas de México. Estas corresponden a: cocodrilos, 5 de tortugas, 5 de lagartijas y sólo 2 de serpientes. Sin considerar a Bipedidae, familia endémica de México, y Dibamidae, cuyo único representante del continente americano es endémico de México, los porcentajes de endemismo más altos a nivel de especie se encuentran en 4 familias de lagartijas:

Anguidae (87.7%), Xenosauridae (87.5%), Phyllodactylidae (81.25%) y Xantusiidae (80.7%). En otros grupos de reptiles, los porcentajes de endemismos no rebasan el 70%. Las 2 familias de serpientes que tienen el mayor porcentaje de endemismos son Natricidae (66.6%) y Dipsadidae (62.5%); la familia de tortugas con el mayor porcentaje de especies endémicas es Emydidae (57.1%) (Flores-Villela y García Vázquez, 2014).

La riqueza de especies de reptiles a nivel estatal está poco estudiada, pues muchos de los registros se elaboraron en el siglo pasado (Flores-Villela y Pérez-Mendoza, 2006). A pesar de ello, 3 estados tienen el mayor número de especies de reptiles: Oaxaca (262 especies), Chiapas (220 especies) y Veracruz (200 especies) (Flores-Villela y García Vázquez, 2014).

Los estados con una fauna de reptiles menos diversa son: Tlaxcala (36 especies), Ciudad de México (39 especies) y Guanajuato (43 especies). De los estados con menos riqueza, 2 de ellos coinciden con los estados menos recolectados (Tlaxcala y Guanajuato), mientras que en la Ciudad de México se ha hecho considerablemente más esfuerzo de recolecta, ya que hay más del doble de registros en colecciones (Ochoa-Ochoa y Flores-Villela, 2006).

Anfibios

Los anfibios contribuyen considerablemente a que México sea considerado un país megadiverso, pues poseen un grado de endemismo cercano al 60% de sus especies (Flores-Villela, 1993).

A nivel mundial, el porcentaje de familias de cada orden presentes en México es de un 10% para cecílicos, el grupo menos diverso de anfibios en México, un 20.37% de anuros y un 40% en salamandras. A nivel de género, los porcentajes fluctúan entre un 2.85% para cecílicas, un 8.08% para los anuros y un 23.8% en el caso de las salamandras. En total el 9.87% de géneros de anfibios del mundo se distribuyen en México. A nivel de especies, los porcentajes oscilan entre 1.0% para los cecílicos, 3.69% de los anuros y 20.91% de las salamandras. Un total del 5.23% de las especies de anfibios del mundo están presentes en México. Esta diversidad total de anfibios posiciona a México como el quinto país más diverso a nivel mundial después de Brasil, Colombia, Ecuador y Perú (Parra-Olea *et al.*, 2014).

En cuanto al orden Caudata, Parra-Olea, *et al.*, (2014), menciona que México ocupa el segundo lugar en riqueza a nivel mundial con un total de 137 especies, después de Estados Unidos con un total de

189 especies; es importante mencionar que la alta riqueza de salamandras de la familia Plethodontidae, representa el 30.85% de anfibios mexicanos.

Existe un total de 252 especies de anfibios endémicos para México, lo cual equivale al 67% de la riqueza total. En general, el nivel de endemismo es muy alto, ya que 7 de las 17 familias presentes en México contienen más del 50% de especies endémicas para el país. Hay 3 géneros endémicos de ranas: *Charadrahyla* (5 spp.), *Diaglena* (1 sp.) y *Megastomatohyla* (4 spp.); y 4 géneros endémicos de salamandras: *Chiropterotriton* (12 spp.), *Ixalotriton* (2 spp.), *Parvimolge* (1 sp.) y *Thorius* (23 spp.), todos ellos pertenecientes a las familias Hylidae y Plethodontidae (Parra-Olea *et al.*, 2014).

Ahora bien, hablando de la riqueza estatal de anfibios la República Mexicana, el estado de Oaxaca es el más diverso del país con un total de 140 especies, los estados de Chiapas (100 especies) y Veracruz (96 especies) ocupan el segundo y tercer lugar, respectivamente. Ocurre el mismo caso para los anuros, Oaxaca es el primer lugar con 97 especies, Chiapas con 76 y Veracruz con 62, sin embargo, lo que concierne al número de especies de salamandras, Oaxaca es el más diverso con 41 especies, Veracruz se adjudica el segundo lugar con 33 especies y Chiapas ocupa el tercer lugar con 22. Los estados con menor diversidad de anfibios son Baja California Sur con 5 especies, Guanajuato y Zacatecas con 13 y 14 especies, respectivamente. Hablando del número de especies endémicas por estado, Oaxaca posee la mayor cantidad con 97 especies endémicas, seguido de Guerrero (49 spp.), Veracruz (55 spp.), Puebla (48 spp.) y Michoacán (31 spp.) (Parra-Olea *et al.*, 2014).

2.1.2.1 Zonas áridas y semi áridas

El estado de Hidalgo es una de las entidades con ecosistemas contrastantes del país, y en él se encuentra una de las regiones más áridas de México y Mesoamérica. El Valle del Mezquital, localizado en la parte noroeste del estado, está conformado por los municipios de Actopan, Alfajayucan, Ixmiquilpan, Tasquillo y Tula, con un rango altitudinal que va de los 1,700 y 2,100 msnm, aquí también se interceptan las provincias biogeográficas del Altiplano Mexicano y Faja Volcánica Transmexicana (INEGI, 1992). En esta zona biogeográficamente compleja, se encuentran representadas todas las variantes del matorral xerófilo descritas por Rzedowski (1978), tipo de vegetación donde se encuentran muy bien representadas poblaciones de reptiles de los géneros *Sceloporus*, *Kinosternon*, *Crotalus* y *Thamnophis* (Ramírez-Bautista *et al.*, 2011).

Por otra parte, la Sierra de Pachuca es otra región semiárida considerada como un corredor biológico, ya que presenta una importante concentración de bosque de pino, oyamel y pino-encino (INEGI, 1992). Esta sierra se localiza en la parte centro y sur-este del estado, y en ella se han reportado grandes poblaciones de ranas de los géneros *Lithobates* e *Hyla*, así como especies de salamandras endémicas para México de los géneros *Pseudoeurycea* y *Ambystoma* (Ramírez-Bautista *et al.*, 2010): Esta zona geográfica comprende parte de los municipios de Acatlán, Actopan, El Arenal, Epazoyucan, Huasca de Ocampo, Mineral de El Chico, Mineral del Monte, Mineral de La Reforma, Omitlán de Juárez, Pachuca, San Agustín Tlaxiaca y Tulancingo, así como también la totalidad el Parque Nacional El Chico (Hernández-Salinas, 2009).

2.1.2.2 Hidalgo

Hidalgo se ubica en la zona centro de México (19°35'52'' y 21° 25'00'' N y 97°57'27'' y 99°51'51'' O) (Figura 1). Los intervalos de altitud van de los 3,490 msnm en la parte más alta de la Sierra de Pachuca y una altitud media de 1,660 msnm (INEGI, 2005; Hernández-Salinas, 2009). Presenta una extensión territorial de 20,905.12 km² (1.1% del territorio nacional), uno de los más pequeños del país; sin embargo, presenta una gran diversidad de climas en el que predominan las condiciones de aridez, como resultado de su compleja topografía (INEGI, 1992; Hernández-Salinas, 2009). Estas características ambientales se ven reflejadas en una alta diversidad de grupos biológicos, principalmente de anfibios y reptiles; esto también se explica por la ubicación del estado en el límite de dos grandes regiones biogeográficas (Neártica y Neotropical), lo que de manera directa, incrementa la importancia de su inigualable posición geográfica, pues aquí también se extienden importantes provincias biogeográficas como son la Sierra Madre Oriental, Faja Volcánica Transmexicana, el Altiplano Mexicano y el Golfo de México, consideradas como áreas con altos porcentajes de especies endémicas para México (Ramírez-Bautista *et al.*, 2009).

2.1.3 Los anfibios y saurópsidos (no aves) como bioindicadores del ecosistema

De manera general, la ventaja de utilizar vertebrados que sirven como bioindicadores durante monitoreos fisicoquímicos de la calidad del agua, radica en que son acumuladores intermitentes de contaminantes, de fácil detección, y se pueden utilizar diversas técnicas por ejemplo, en análisis de tejidos y ecotoxicológicos, para evidenciar cambios en la morfología, fisiología, y biología comportamental (Moreno *et al.*, 2006). Hay sustancias que son de mayor detección, como lo son:

metales pesados, nutrientes (que en concentraciones elevadas pueden ser contaminantes), elementos tóxicos como hidrocarburos, pesticidas, ácidos, bases y gases (Pignata, 2003).

Un buen indicador biológico posee características tales como: ser cuantificable, que el efecto de un contaminante sobre la especie se pueda predecir y modelar a futuro, poco rango de movilización y que se pueda identificar a nivel de especie (Pignata, 2003).

Los anfibios y reptiles representan un papel elemental dentro de los ecosistemas por su alta biodiversidad y biomasa, Su importancia radica en que tienen gran interacción con otras especies, por ejemplo, los lagartos y tortugas como dispersoras de semillas, manteniendo el “clímax” del ecosistema (Jones, 2002). Además de sobrevivir en climas fluctuantes, derivado de las adaptaciones de las especies (Bernal, 2014).

Saurópsidos (no aves)

Los reptiles como indicadores biológicos presentan gran importancia debido a su papel de consumidores secundarios dentro de las cadenas tróficas (Jones, 2002), es decir, son consumidores de otras poblaciones de animales que puede que hayan estado expuestas a contaminantes, acumulándose en sus organismos cantidades que pueden ser reflejadas posteriormente. Por si fuera poco, los reptiles tienen la capacidad de habitar una amplia diversidad de hábitats. En este grupo se encuentran especies que son idóneas como indicadores biológicos ya que cumplen con la condición de estar en medio terrestre y acuático, así como tener limitaciones para desplazarse grandes distancias. De la riqueza de los reptiles dependen las poblaciones de otros grupos faunísticos como aves, mamíferos e insectos (Pleguezuelos *et al.*, 2002; Bernal, 2014; Carvajal-Cogollo, 2014). Una de las principales ventajas de este grupo se debe a que son útiles en estudios de contaminación, por tener la capacidad de acumular contaminantes (Sparling *et al.*, 2001; Campbell y Campbell, 2002).

Anfibios

Los anfibios son considerados como bioindicadores del ecosistema ya que sus poblaciones pueden indicar el estado de conservación del medio donde viven de manera muy precisa (Blaustein, 1994; Blaustein y Wake, 1995). Esto debido a la dependencia que estos tienen al medio acuático, para llevar a cabo su doble ciclo de vida (acuático-terrestre), que los hace vulnerables a alteraciones producidas

en ambos medios, además las diferentes especies de anfibios cumplen con funciones dentro de la cadena trófica, que van desde detritívoros hasta depredadores (Toft, 1980; Blaustein *et al.*, 1994a).

La característica más importante de los anfibios que les confiere su capacidad como bioindicadores es su extraordinaria piel desnuda, muy permeable a contaminantes disueltos en el agua, la lluvia ácida o las radiaciones (Bosch, 2003).

2.2 Alteraciones ambientales que inciden en la dinámica de las comunidades de anfibios y saurópsidos (no aves)

El cambio en el uso de suelo se define como las modificaciones o recambio en los componentes que se encuentran en un área, ya sea de manera natural o artificial (Mendoza *et al.*, 2006), por lo que la perturbación de las comunidades vegetales, presenta tres componentes básicos: 1) el cambio en la composición de especies, 2) el cambio de la estructura vegetal y 3) la interrupción de los procesos ecológicos (Franklin *et al.*, 2002); produciéndose de esta manera la modificación del paisaje y las interacciones ecológicas, que repercuten en los niveles sociales, económicos y políticos (Bhagawar, 2011). Estos componentes de alteración modifican de forma significativa las comunidades y ensamblajes de anfibios y reptiles (Berriozabal-Islas, 2012).

La deforestación y el cambio de uso de suelo que se genera por la implementación de pastizales para la manutención de ganado bovino, así como grandes extensiones de campos agrícolas, son los fenómenos más importantes asociados a la pérdida del hábitat, lo que conlleva a la pérdida de los microhábitats y la disminución de las poblaciones de anfibios y reptiles (Flores-Villela y Gerez, 1994; Dinerstein *et al.*, 2000; Sánchez Colón *et al.*, 2009; Lavín-Murcio y Lazcano, 2010).

De esta manera, los factores sociales, económicos y políticos han afectado de forma directa e indirecta los ecosistemas del país y a sus diferentes comunidades vegetales y animales durante las últimas décadas (Challenger y Dirzo, 2009). Estos factores negativos repercuten directamente en la disponibilidad de los recursos naturales y los servicios ecosistémicos que usa el ser humano (Chapin *et al.*, 2000; Werler y Dixon, 2000).

La transformación del paisaje natural afecta la riqueza, estructura y diversidad de las comunidades de anfibios y reptiles (Puig, 1991; Núñez *et al.*, 2003; Wilson y Johnson, 2010) pues estos grupos de

vertebrados se encuentran estrechamente relacionados con el estado de conservación de hábitats (Flores-Villela y Gerez, 1994; Swihart *et al.*, 2003).

A pesar del patrón de la alteración y pérdida de especies previamente mencionadas, existen trabajos que demuestran que una gran diversidad de anfibios y reptiles también pueden ocupar hábitats transformados por la agricultura, ganadería o urbanización (Jones, 1981; Gutiérrez Mayén y Salazar Arenas, 2006; Suazo-Ortuño *et al.*, 2008; Lara-Tufiño, 2014).

Así mismo, los lugares afectados por eventos naturales, como huracanes o tormentas, paradójicamente pueden llegar a presentar una gran diversidad de especies, ya que éstos dejan una gran cantidad de tipos de microhábitats que favorecen a varias especies, brindándoles un refugio temporal (Woodleey *et al.*, 1981; Cruz-Elizalde y Ramírez-Bautista, 2012).

Saurópsidos (no aves)

En el caso particular de los reptiles, la modificación del hábitat puede tener efectos negativos o positivos según la movilidad y tamaño del ámbito hogareño de las especies o de sus rangos de tolerancia fisiológica (Buhlmann, 1995; Burke y Gibbons, 1995; Dorcas *et al.*, 1998). Existen especies de reptiles con amplia tolerancia (Suazo-Ortuño *et al.*, 2008) y especies con reducida tolerancia a las condiciones del hábitat (Suazo-Ortuño *et al.*, 2008). La piel con escamas y prácticamente impermeable confiere a este grupo de vertebrados mayor resistencia a cambios ambientales asociados a presencia de contaminantes y a fluctuaciones de temperatura y humedad, sin embargo, la evidencia empírica con tortugas de agua dulce sugiere que los efectos de modificaciones de los patrones de temperatura asociados al cambio climático global incrementará las tasas de crecimiento en juveniles y reducirá la edad a la madurez sexual (Frazer *et al.*, 1993), mientras que taxas con determinación sexual dependiente de la temperatura podrán sufrir alteraciones en las proporciones sexuales naturales y por lo tanto en la demografía poblacional (Janzen y Morjan, 2001).

Los reptiles presentan diferentes respuestas según del tamaño y grado de la fragmentación del hábitat, así como de la distancia del fragmento a áreas continuas del hábitat original (MacNally y Brown, 2001). En general, los reptiles no están limitados por los requerimientos de humedad como los anfibios, y muchas especies de lagartijas no se ven afectadas por la fragmentación (Jelinek *et al.*, 2004), aunque también se han registrado especies sensibles como la lagartija *Amphibolurus muricatus* y el scincido *Egernia whitii*, que desaparecen en los fragmentos de bosque de Australia (MacNally y

Brown, 2001). También se ha documentado que las serpientes de tamaño grande son más vulnerables a la fragmentación que las especies de menor tamaño (Luiselli y Capizzi, 1997).

La fragmentación del hábitat también potencia el efecto negativo de las enfermedades infecciosas y parasitarias asociadas con el declive de muchas especies de reptiles (Smith *et al.*, 1998; Daszak *et al.*, 1999; Gibbons, 2000). En los sitios donde los hábitats son fragmentados y las poblaciones son disminuidas existe mayor susceptibilidad de una epidemia (Gascon *et al.*, 2007).

Con frecuencia, la abundancia de los reptiles incrementa en las áreas taladas (Goldingay *et al.*, 1996; Fredericksen y Fredericksen, 2002), observándose que las especies generalistas o comunes en los bordes o en los claros de los hábitats son las especies que tienden a incrementar sus abundancias después del aprovechamiento, como es el caso de algunas lagartijas heliotérmicas como las del género *Mabuya* (Pearman, 1997; Vitt *et al.*, 1998; Lima *et al.*, 2001; Fredericksen y Fredericksen, 2004). Sin embargo, esto no sucede en todas las especies y poblaciones de reptiles, se ha demostrado que en algunas especies de lagartijas no heliotérmicas, la abundancia tiende a ser más baja en claros y en rodales en regeneración que en los hábitats bien establecidos (Pough *et al.*, 1987; Bury y Corn, 1988; Petranka *et al.*, 1994; Dupis *et al.*, 1995, Walkdick, 1997; Pearman, 1997; Vitt *et al.*, 1998, DeMaynadier y Hunter, 1995).

Anfibios

Las causas del declive a nivel mundial de los anfibios pueden dividirse en dos grandes grupos según la naturaleza de los agentes implicados (Bosch, 2003).

Los agentes abióticos como el calentamiento global de la Tierra, la lluvia ácida, el incremento de radiación ultravioleta o la contaminación, provocan el declive de poblaciones en todo el mundo. Sin embargo, estos problemas también se producen por agentes bióticos. En muchas regiones, las especies introducidas son amenazas severas para las poblaciones nativas ya que depredan larvas y adultos, provocando extinciones de especies autóctonas y muchas de ellas endémicas (Bosch, 2003).

Por otra parte, nuevas amenazas relacionadas con agentes bióticos han aparecido en los últimos años. En Estados Unidos, surgieron recientemente malformaciones en anfibios, con una frecuencia anormalmente alta (superiores al 5%, el nivel máximo considerado normal) (Read y Tyler, 1990, 1994). Estas malformaciones incluyen infecciones en la piel, patas o dedos supernumerarios y

ausencias o malformaciones de patas traseras. Este caso se registró en más de 60 especies (Sessions y Ruth, 1990; Blaustein y Johnson, 2003) y generaron una alerta social al ser relacionados con posibles alteraciones del medio, tales como un incremento de los niveles de radiación, que pudiesen afectar también a la población humana. Al principio, estos efectos se atribuyeron al uso desmesurado de insecticidas o fertilizantes como la atrazina (Fort *et al.*, 1999), u otros agentes químicos como el ácido retinoico (Degitz *et al.*, 2000). Sin embargo, también se ha podido comprobar que diversos trematodos (más de 40 especies de más de 30 géneros y 2 familias) parasitan a este grupo de vertebrados y utilizan sus larvas como hospederos intermediarios. De todos ellos, *Ribeiroia ondatrae* ha sido directamente asociado a las malformaciones en anfibios (Johnson *et al.*, 2002); la razón última de por qué la patogénesis de estos trematodos en los anfibios se ha alterado recientemente ha sido atribuida a causas tales como la eutrofización del agua, la sustitución de masas de agua naturales por presas artificiales o la introducción de especies alóctonas (Bosch, 2003).

Estudios recientes revelan que existe un efecto sinérgico entre concentraciones elevadas de productos químicos usados en la agricultura y las malformaciones producidas por los trematodos; los pesticidas provocan una depresión inmunológica en los anfibios que son entonces más susceptibles a ser parasitados produciéndose de esta forma las malformaciones (Kiesecker, 2002).

Otros nemátodos del género *Rhabdias* y cnidarios de la clase Myxozoa se encuentran de forma inocua en los pulmones de muchos anfibios, mientras que grandes cantidades resultan letales, invadiendo la piel, ojos y cavidades del cuerpo (Williams, 1960).

Los agentes bióticos más nocivos para la clase Amphibia son sin duda alguna, las bacterias, los virus y los hongos. La bacteria *Aeromonas hydrophila*, que se encuentra frecuentemente en el suelo y en el agua y que además es considerada parte de la flora natural de los anfibios, era hace años la responsable de la “única” enfermedad de los anfibios en condiciones naturales. La enfermedad se conoce como “red leg” (por sus claros síntomas) y genera la muerte de los animales. Los individuos afectados (larvas y adultos), presentan graves hemorragias internas fundamentalmente en los miembros, acompañada frecuentemente de llamativas inflamaciones en países como Estados Unidos y Reino Unido (Bosch, 2003). Muchos patólogos creen que la bacteria *A. hydrophila* se comporta en realidad como un patógeno oportunista que se instala en individuos ya debilitados por otros agentes bióticos mucho más problemáticos para los anfibios como son, por ejemplo, los virus (Cunningham *et al.*, 1996).

Como se mencionó en párrafos anteriores, los virus también juegan un papel importante como enfermedad emergente en el enigmático caso del declive global de los anfibios. Por enfermedad emergente se entiende una enfermedad infecciosa de reciente aparición o cuya incidencia o rango geográfico aumenta drásticamente. En los anfibios las enfermedades emergentes son producidas por virus y hongos específicos que comentaré a continuación (Bosch, 2003).

Los virus que afectan a los anfibios se conocen relativamente bien desde hace muy poco (Speare y Smith, 1992) y, aunque aún no se ha podido demostrar estrictamente su relación con el declive generalizado de anfibios, si está demostrado que pueden producir mortalidades en masa muy importantes. Los iridovirus por ejemplo, infectan de forma natural a invertebrados y vertebrados de sangre fría (peces, anfibios y reptiles). De todos los iridovirus sólo dos géneros afectan a vertebrados: *Lymphocystivirus* y *Ranavirus*. El primero está restringido a peces de agua dulce y salada, mientras que el segundo además de infectar anfibios puede afectar a peces y reptiles (Goorha, 1995). Esta baja especificidad hace que los ranavirus sean muy difíciles de controlar, convirtiéndose muchas especies de peces en reservorios de la enfermedad o en hospedadores donde se amplifican con facilidad (Moody y Owens, 1994; Mao *et al.*, 1999).

Los casos de mortalidades en masa de anfibios atribuidos a estos virus se conocen desde 1965 en Estados Unidos, y la lista de países afectados crece constantemente: Croacia, Reino Unido, Canadá, Venezuela, China y Portugal (Clark *et al.*, 1968; Wolf *et al.*, 1968; Hengstberger *et al.*, 1993; Drury *et al.*, 1995; Jancovich *et al.*, 1997; Zupanovic *et al.*, 1998a; Bollinger *et al.*, 1999; Zhang *et al.*, 1999; Soares *et al.*, 2003).

Por su parte, los quitridios son un grupo grande y muy diverso de hongos cosmopolitas y ubicuos, encontrándose desde en los desiertos hasta en las selvas tropicales, aunque la mayoría prefiere hábitats acuáticos. Prefieren zonas altas y son muy sensibles a la contaminación, por lo que muchas veces han sido utilizados como especies bioindicadoras de la calidad del agua. Pueden ser coloniales o vivir aislados, y se alimentan al degradar quitina, celulosa y queratina. Como característica importante de su biología presentan esporangios sin opérculos y zoosporas con flagelos móviles (Powell, 1993).

La relación de los quitridios con los anfibios surgió inesperadamente en 1998 a partir de individuos moribundos y muertos procedentes de Australia y Panamá (Berger *et al.*, 1998), donde ya se habían registrado declives de poblaciones de anfibios muy bien documentadas. Estos ejemplares presentaban gran cantidad de esporangios de hongos quitridios en las capas superficiales de la piel. Se describió

así una nueva especie de hongo quitridio, *Batrachochytrium dendrobatidis*, pasando a ser el primer caso de infección de hongos quitridios en los vertebrados. Curiosamente no existen diferencias morfológicas estructurales ni en el genoma (la máxima divergencia encontrada es inferior al 5%) entre los quitridios encontrados en Panamá, Australia, y los procedentes de anfibios en cautividad (Berger *et al.*, 1998; Longcore *et al.*, 1999; Morehouse *et al.*, 2003), sugiriendo que se trata de una única especie (Bosch, 2003).

Las zoosporas, de estos hongos se producen en el agua y pueden vivir más de 24 horas, tiempo en el que infectan a larvas y adultos (Johnson y Speare, 2003). Emplean entre 4 y 5 días desde que las zoosporas se fijan en la piel de los anfibios hasta que se producen esporangios maduros (de unos 12-20 μm) (Longcore *et al.*, 1999). En los anfibios adultos *B. dendrobatidis* sólo invade las partes superficiales de la piel y nunca los órganos internos, pudiendo desarrollarse de forma aislada o colonial (Longcore *et al.*, 1999). Los quitridios afectan principalmente a los individuos ya metamorfoseados, pues necesitan que la piel contenga queratina. Sin embargo, las larvas de los anfibios que entran en contacto con los quitridios quedan infectadas en la zona bucal (la única zona que presenta queratina en las primeras etapas de su ciclo de vida). Aparentemente las larvas infectadas no sufren graves problemas, mostrando un comportamiento normal. Sin embargo, algunas larvas infectadas presentan asimetrías en la disposición de las filas de dientes, mientras que otras pierden todos los dientes, e incluso el disco oral aparece inflamado y anormalmente enrojecido (Fellers *et al.*, 2001). Cuando las larvas de los anfibios van desarrollándose, la queratina se extiende por todo el cuerpo, y con ella los hongos. Como en todos los hongos quitridios, las zoosporas de *B. dendrobatidis* se producen en zoosporangios sin opérculo que desarrollan un tubo de descarga que rompe la pared del cuerpo para liberar las zoosporas. Aunque algunos quitridios presentan esporas de resistencia capaces de sobrevivir durante décadas en condiciones de sequedad, parece que *B. dendrobatidis* podría ser relativamente frágil a la ausencia total de agua, aunque es capaz de existir y proliferar como saprófitos en el medio (Longcore *et al.*, 1999; Johnson y Speare, 2003).

El declive de las poblaciones afectadas por quitridios en el medio natural son similares en todo el mundo. La epidemia avanza rápidamente, produciéndose la pérdida de poblaciones enteras en pocos meses. La mortandad no va asociada a cambios drásticos en el medio, que permanece intacto. Afecta sobre todo a zonas altas de montaña y frecuentemente en zonas protegidas y bien conservadas. Los adultos mueren, así como los individuos recién metamorfoseados, mientras que las larvas permanecen vivas, aunque ya están infectadas. Afecta selectivamente a algunas especies de anfibios, mientras que otras especies que comparten el hábitat con las afectadas permanecen totalmente sanas; parece ser

que las especies más susceptibles serían aquellas más ligadas al medio acuático, y sobre todo aquellas que se reproducen en arroyos (Williams y Hero, 1998; Lips *et al.*, 2003).

2.2.1 Causas del declive de las poblaciones de anfibios y saurópsidos (no aves)

Saurópsidos (no aves)

Los reptiles en general son particularmente sensibles a la degradación del hábitat debido a su capacidad comparativamente baja de dispersión, especialización morfológica en el tipo de sustrato, intervalos de distribución relativamente pequeños y restricciones termorreguladoras (Kearney *et al.*, 2009). Es evidente que la distribución y la gravedad de los procesos de amenaza, como la pérdida de hábitat debido a la conversión agrícola, la tala y la sobreexplotación, decidirán el futuro de los reptiles. La identificación de los centros de amenaza y el abordaje de los orígenes y efectos de las amenazas antropogénicas en estas regiones a través de proyectos específicos (particularmente en las zonas afectadas por múltiples procesos de amenaza), permitirá adoptar medidas más proactivas para asegurar el futuro de los reptiles. En este momento, la resolución espacial de los mapas específicos de especies amenazadas sigue siendo inconsistente y sólo permite la descripción de patrones generales en la distribución de amenazas, pero los futuros desarrollos y perfeccionamientos del método probablemente proporcionarán una poderosa herramienta para enfocar proyectos de mitigación específicos de amenazas (Böhm *et al.*, 2013).

Anfibios

Los principales factores identificados como causantes del declive de las poblaciones de anfibios son de diferente índole, tanto antropogénicos tales como la destrucción de hábitat, explotación, introducción de especies exóticas, así como el efecto del cambio climático global o bien las enfermedades infecciosas emergentes (Collins y Storfer, 2003; Daszak *et al.*, 2003; Lips *et al.*, 2008).

A nivel mundial, cuatro familias contribuyen abrumadoramente al número total de especies en rápido declive: Bufonidae, Leptodactylidae, Hylidae y Ranidae. La sobreexplotación es mucho más importante en la familia Ranidae que en las otras grandes familias, propiciado por su extensa explotación para el consumo humano, especialmente en Asia. Las disminuciones causadas por la pérdida de hábitat son importantes en la mayoría de las familias, y las declinaciones enigmáticas han tenido un impacto particularmente importante en la familia Bufonidae. Algunas familias muy

pequeñas, como Rheobatrachidae, Rhinodermatidae y Cryptobranchidae también tienen altas proporciones de especies que declinan rápidamente (Stuart *et al.*, 2004).

En el caso particular de México, y gracias al análisis llevado a cabo por la IUCN se determinó con certeza, que el factor más importante para la disminución de las poblaciones de anfibios era la deforestación, cambio de uso de suelo y modificaciones significativas en la estructura vegetal, aunque no podemos dejar de lado que aún hacen falta hacer estudios para tener la información necesaria y así calificar el grado de amenaza que tienen muchas especies de anfibios mexicanos (Frías-Álvarez *et al.*, 2010). Así mismo, se ha puesto mucho énfasis en que por lo menos el 50% de las especies microendémicas de México necesitan urgentes medidas de conservación; la mayoría de estas especies se distribuyen en el Eje Neovolcánico y la sierra Madre del Sur en los estados de Veracruz, Puebla, Hidalgo y Oaxaca (Ochoa-Ochoa *et al.*, 2011).

2.2.2 Situación actual de la contaminación del agua en México

En nuestro país, la extracción de agua alcanza cerca de 186.4 km³ por año (5,920 m³/s), lo que equivale al 45% de la precipitación del país. La industria hidroeléctrica demanda el mayor volumen de extracción; México ocupa el séptimo lugar a nivel mundial en áreas irrigadas (6 de las 21 millones de hectáreas son de riego). El empleo de acuíferos representa el 27% de la extracción total y es claro a simple vista que el sector que más la emplea es el riego (76% del total). Generalmente, estas aguas son consideradas de muy alta calidad y se prefiere preservar para el consumo humano (Jiménez, 2001).

Ahora bien, de manera general se considera un agente contaminante al exceso de materia o energía que provoca daños a los seres humanos, flora, fauna o que simplemente perturbe cualquier tipo de actividad que se desarrolle cerca o dentro del agua. Por tal motivo, no existe una división precisa entre las aguas contaminadas y las no contaminadas; esta acepción se atribuye más bien a la función del uso, las exigencias higiénicas y del grado de avance de la ciencia y tecnología para determinar los efectos y medir los contaminantes. Lo que sí sabemos, es que la contaminación del agua provoca el abatimiento o muerte de la flora y la fauna, impide el uso de la misma en las industrias o ciudades, así como también daña el medio ambiente (Jiménez, 2001).

El origen de la contaminación puede ser muy variado pero puede asumirse que los principales agentes causantes del deterioro son los desechos urbanos e industriales, los drenados de la agricultura y de

minas, la erosión, los derrames de sustancias tóxicas, los efluentes de plantas depuradoras, los subproductos de los procesos de depuración y la ruptura de drenajes. La problemática del agua es sumamente compleja, sin embargo, se puede evaluar la cantidad disponible tomando en cuenta su calidad a partir del empleo de índices. Para la construcción de estos índices se necesita conocer el tipo de compuestos contaminantes del agua (Jiménez, 2001).

De acuerdo a la naturaleza de los contaminantes, se pueden distinguir tres tipos:

Físicos. Son alteraciones de las propiedades físicas del agua, tales como la temperatura, fondo radiactivo natural, color, olor y sabor (Jiménez, 2001).

De acuerdo con el tamaño de la materia los contaminantes se pueden clasificar en:

Materia suspendida. Corresponde a moléculas en fase dispersa con diámetro equivalente a 1 y 100 μm (Jiménez, 2001).

Materia coloidal. Es materia suspendida con características similares a la materia disuelta. Tiene diámetro equivalente a 10^{-3} y 1 μm y se caracteriza por ser de sedimentación muy lenta (Jiménez, 2001).

Materia disuelta. Moléculas o iones disueltos con diámetro equivalente entre 10^{-5} y 10^{-3} μm (Jiménez, 2001).

Químicos. Proviene de los jales de las minas, desechos solubilizados de la agricultura, derrames de petróleo, pesticidas, aguas residuales municipales, desechos líquidos industriales y compuestos radiactivos (Jiménez, 2001).

Biológicos. Son organismos vivos que provocan alteraciones al medio o enfermedades en el hombre u otras especies, tal es el caso de la tifoidea, la salmonelosis, disentería, cólera y helmintiasis. Los agentes que las causan entran al agua a través de las heces fecales de humanos o animales. Se estima que el 80% de todas las enfermedades, y más de $\frac{1}{3}$ de los fallecimientos en países en vías de desarrollo, se debe al consumo de agua contaminada (Jiménez, 2001).

2.2.3 Efectos de la contaminación del agua en anfibios y saurópsidos (no aves)

La contaminación es uno de los impactos principales que amenazan la integridad de los ecosistemas naturales. Las fuentes y tipos de contaminación son muy numerosos, incluyendo por ejemplo la aplicación de productos agroquímicos, la liberación accidental o intencionada de residuos urbanos, industriales y mineros, o la movilización de metales presentes en la litosfera, lo que hace que, aunque en muchas ocasiones el foco de acción sea local, la contaminación química en su conjunto sea un problema de ámbito global. Muchas sustancias químicas potencialmente tóxicas son liberadas a la atmósfera o en corrientes de agua, tanto marinas como fluviales y subterráneas, pudiendo ser transportadas y afectar a zonas remotas muy alejadas del foco de contaminación (Ortiz-Santaliestra y Egea-Serrano, 2013; Kahrilas, *et al.*, 2016).

Los anfibios y reptiles son las dos clases de vertebrados menos estudiadas en el campo de la ecotoxicología; mientras que ambos grupos constituyen un 20% y un 28%, respectivamente, solo un 3,8% y un 0,8% de los estudios ecotoxicológicos relacionados con vertebrados se centran respectivamente en estos taxones (Sparling *et al.*, 2001).

Saurópsidos (no aves)

El uso de reptiles en estudios toxicológicos es prácticamente inexistente hasta la década de 1990, momento en el cual empiezan a emplearse determinadas especies de quelonios y caimanes para la biomonitorización de la acumulación de contaminantes en tejidos en ambientes acuáticos (Bishop *et al.*, 1998).

La contaminación de origen agrícola es seguramente la que afecta a una mayor extensión de los hábitats ocupados por reptiles. El uso de agroquímicos, ya sean fertilizantes químicos a base de nitrógeno, fósforo y potasio, o productos fitosanitarios diseñados para mejorar la salud de las especies cultivadas, se incrementó rápidamente después de la Segunda Guerra Mundial. Los fertilizantes promueven el crecimiento rápido de los cultivos, reduciendo las zonas sin crecimiento y por tanto limitan la posibilidad de desarrollo de otras plantas, lo que disminuye la diversidad de recursos para la fauna terrestre. Además, son productos muy solubles en agua, por lo que el nitrógeno que no es asimilado por las plantas es lavado hacia los medios acuáticos próximos (Vitousek *et al.*, 1997), donde se producen incrementos repentinos en las concentraciones de nitrato o amonio que pueden superar

los umbrales de seguridad para este grupo de vertebrados cuando ingieren el agua (Ortiz-Santaliestra y Egea-Serrano, 2013).

Entre los fitosanitarios, los plaguicidas son los que constituyen un mayor riesgo para la fauna, siendo herbicidas y fungicidas los más utilizados en términos generales. Aunque la toxicidad de estas sustancias sobre la fauna no es muy elevada al no tratarse de compuestos diseñados para actuar sobre organismos animales, se han descrito algunos efectos adversos sobre los reptiles tales como la disrupción del sistema endocrino (Hayes *et al.*, 2006; Bicho *et al.*, 2013). El estudio del impacto de los herbicidas sobre este grupo se ha centrado en el medio acuático como consecuencia de su potencial de contaminación de aguas subterráneas, si bien se ha especulado mucho acerca del riesgo de contaminación de medios acuáticos superficiales, ya que la aplicación de herbicidas directamente sobre el agua no está permitida. Sin embargo, los cuerpos de agua próximos a las zonas de aplicación estarían expuestos a los productos transportados por el agua de escorrentía o que se aplican directamente sobre el agua de manera accidental (por deriva de los equipos de fumigación) o intencionada (al fumigar, por ejemplo, desde avionetas) (Guerrero *et al.*, 2005; García-Muñoz *et al.*, 2010).

Los contaminantes orgánicos persistentes (POP, de Persistent Organic Pollutants) son una serie de compuestos con propiedades tóxicas que se caracterizan por su naturaleza orgánica, resistencia a la degradación y capacidad de bioacumulación, pudiendo ser transportados por el aire, el agua y las especies migratorias hasta depositarse lejos del lugar de su liberación. Los insecticidas organoclorados entrarían dentro de esta categoría junto a otros compuestos organoclorados de origen industrial como los bifenilos policlorados (PCBs) y sus residuos (dioxinas y furanos), compuestos bromados y fluorados, e hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs), compuestos derivados de la combustión de la materia orgánica que se originan fundamentalmente por la quema de combustibles fósiles y los incendios. La toxicidad de los POPs sobre las especies de reptiles es muy variable, habiéndose descrito desde efectos letales a concentraciones muy bajas hasta una enorme variedad de efectos subletales como alteraciones del desarrollo embrionario, depresión de la respuesta inmune, neurotoxicidad o disrupción endocrina (Keller *et al.*, 2006; Van Schmidt *et al.*, 2012).

Los POP tienen en común su elevada capacidad de bioacumulación. Al tratarse de sustancias poco solubles en agua, tienden a almacenarse en el tejido adiposo, desde donde su eliminación se produce muy lentamente. Al permanecer retenidos en el tejido adiposo apenas producen efectos hasta que el

organismo recurre a sus reservas lipídicas, sobre todo durante periodos de mayor demanda energética (ovogénesis) o de menor ingesta de alimento (hibernación) (Ortiz-Santaliestra y Egea-Serrano, 2013).

Anfibios

Recientemente, estudios han revelado que cambios en el ambiente son factores que podrían afectar a las especies de anuros en todo el mundo. Variaciones drásticas en el ambiente pueden producir la muerte de poblaciones enteras de estos vertebrados, principalmente en etapas tempranas de desarrollo (huevos y larvas) al verse deprimido su sistema inmune y haciéndolos susceptibles ante diversas enfermedades (Carey y Bryant, 1995).

Otro tipo de alteraciones producidas por agentes tóxicos en el ambiente, como por ejemplo una combinación de pH bajo (5.5 y 4.5) con aluminio en su forma $\text{AlCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ (concentraciones mayores a 400 $\mu\text{g/l}$) generan: retardo en el crecimiento y desarrollo larval; infertilidad en ejemplares adultos a nivel de gametos; alteraciones en conductas reproductivas. Recientemente, hipótesis sugieren que la mortalidad de los anfibios en sus hábitats naturales no son causadas necesariamente por tóxicos letales. Concentraciones subletales (actuando de manera individual o sinérgica), podrían afectar a individuos postmetamórficos lo suficientemente importante para generar inmunodepresión y de esta manera, haciéndolos susceptibles a infecciones oportunistas por parásitos, hongos virus y bacterias, llevándolos a la muerte (Carey, 1993).

Ahora bien, los compuestos nitrogenados como el amonio (NH_4^+), el nitrito (NO_2^-) y el nitrato (NO_3^-), han demostrado que sus altas concentraciones son nocivas para los anfibios a partir de análisis toxicológicos en laboratorio (Camargo *et al.*, 2005).

El amonio es el compuesto más tóxico, mientras que el nitrato es el menos tóxico, debido a su baja permeabilidad branquial (limita su absorción por las branquias) (Rouse *et al.*, 1999; Camargo y Alonso, 2007). El efecto negativo de los compuestos inorgánicos nitrogenados en la tasa de supervivencia de los anfibios se debe a que los nitratos como el amonio son reducidos a nitritos en el tracto digestivo de algunos organismos donde se cumplen condiciones anaerobias (Marco, 2002). La toxicidad de los nitritos en el agua radica básicamente en que estos alteran los pigmentos respiratorios de ciertos grupos de vertebrados (incluidos los anfibios), como la hemoglobina y la hemocianina, los cuales se vuelven incapaces de transportar y liberar oxígeno en el torrente sanguíneo al convertirse en metahemoglobina y metahemocianina, provocando asfixia y en última instancia la muerte (Alonso

y Camargo, 2003; Ward *et al.*, 2005; Camargo y Alonso, 2007; Oromí *et al.*, 2009). Entre otros efectos que relacionados a las altas concentraciones de amonio en los anuros se encuentran: malformaciones (aumento o disminución de extremidades), disminución en la tasa de eclosión, alteraciones en el comportamiento, crías débiles y menos desarrolladas, retraso en la metamorfosis y la muerte, debido a que aumenta su probabilidad de ser depredados (Xu y Oldham, 1997; Griffis-Kyle y Ritchie, 2007).

Estudios realizados en *Ambystoma tigrinum trigrinum* y en *Rana sylvatica*, referentes a los efectos negativos por altas concentraciones de nitritos, demostraron retraso en el desarrollo larvario y crecimiento, por lo tanto retraso para alcanzar la madurez; alteraciones conductuales en aspectos alimenticios y locomotores; alteración de caracteres sexuales; malformaciones; reducción en la tasa de eclosión; déficit en el consumo de oxígeno y por último la muerte (Shinn *et al.*, 2008; Egea-Serrano *et al.*, 2009; Secondi *et al.*, 2009).

Por su parte, los nitratos han sido bien estudiados en especies como *Pseudacris triseriata*, *Rana pipiens*, *Rana catesbeiana*, *Triturus vulgaris*, *Rana sphenoccephala*, *Rana temporaria*, *Rana pretiosa*, *R. aurora*, *Bufo boreas*, *Hyla regilla*, *Ambystoma gracile* y *Ambystoma mexicanum*. Sus efectos nocivos están relacionados con la reducción en la supervivencia; reducción en el tamaño de renacuajos; reducción en la actividad de forrajeo por presentar desequilibrio al nadar, parálisis, malformaciones y edemas en la piel; malformaciones varias en larvas y adultos como curvamiento de la cola y espina dorsal, edemas e inclusive ausencia de cola (Hecnar, 1995; Oldham *et al.*, 1997; Marco *et al.*, 1999; Hatch y Blaustein, 2000; Hatch y Blaustein, 2003; Orton *et al.*, 2006; Smith *et al.*, 2006; Ortiz-Santaliestra y Sparling, 2007; Mendoza-Almeralla, 2009).

Cabe mencionar que los problemas ocasionados por los compuestos inorgánicos nitrogenados en los anfibios pueden variar según sus concentraciones, la especie, factores fisicoquímicos como temperatura, pH y oxígeno disuelto, así como también por cambios en el ambiente (radiaciones UV-B) (Boyer y Grue, 1995; Marco *et al.*, 1999; Johansson *et al.*, 2001; Ortiz *et al.*, 2004; Griffis-Kyle y Ritchie, 2007; Oromí *et al.*, 2009).

2.3 Estrategias de conservación de la herpetofauna mexicana

Flores-Villela (1993a), afirma que el conocimiento y apreciación de los anfibios y reptiles de México, a través del tiempo han mostrado cuatro etapas de cambio, conceptualización y conocimiento fundamentado de acuerdo a las transformaciones que se han suscitado durante las épocas:

- Pre-cortesiana y colonial: Se sustenta en el conocimiento de los pueblos indígenas sobre la naturaleza, gracias a las aportaciones de los historiadores como, Bernal Díaz del Castillo, Francisco Hernández, Bernardino de Sahagún, Francisco Javier Clavijero y José Antonio Alzate y Ramírez.
- Grandes expediciones: Esta etapa abarcó el segundo tercio del siglo XIX y finalizó a mediados del siglo XX, se caracterizó por la generación de conocimiento basado en las contribuciones extranjeras, por ejemplo, descripción de nuevas especies y la distribución de los anfibios y reptiles en México.
- Moderna: Aportación a la ciencia de herpetólogos nacionales quienes generan un amplio conocimiento sobre la distribución, historia natural y conservación de los anfibios y reptiles.

En las últimas décadas, en nuestro país se ha manifestado un gran interés por realizar estudios dirigidos a generar listados herpetofaunísticos a nivel estatal (Álvarez del Toro, 1982; Lee, 1996; Grismer, 2002; Vázquez-Díaz y Quintero-Díaz, 2005; Ramírez-Bautista *et al.*, 2010) o regional (Pelcastre y Flores-Villela, 1992; Ramírez-Bautista, 1994; Ramírez-Bautista y Nieto-Montes de Oca, 1997; Uribe-Peña *et al.*, 1999; Castro-Franco y Bustos-Zagal, 2006; Ramírez-Bautista *et al.*, 2009; Canseco-Márquez y Gutiérrez-Mayén, 2010). A partir de estos trabajos sobre los anfibios y reptiles mexicanos a escala regional y estatal, se ha generado un gran interés para proponer estudios enfocados al conocimiento de este grupo de vertebrados que habitan ambientes templados, áridos y tropicales de México; sin embargo, en la actualidad, estos estudios representan una pequeña fracción de lo que verdaderamente se puede hacer con estos organismos, ya que son excelentes modelos para probar hipótesis acerca de la evolución de historias de vida con poblaciones de especies que habitan en ambientes sumamente contrastantes (Ramírez-Bautista *et al.*, 2005, 2010) y así contribuir al análisis de diversidad alfa, beta y gamma de las diferentes regiones del país (Ramírez-Bautista *et al.*, 2006).

Los listados han ayudado a la generación de más de 150 reservas federales que protegen la mayoría de los ecosistemas del país, así como miles de especies animales y vegetales (CONANP, 2004). Sin embargo, ante la emergente preocupación por la pérdida de flora y fauna en general, se ha buscado priorizar la conservación de las áreas protegidas con base a su diversidad biológica y determinar las áreas adicionales que requieren ser convertidas en reservas para tener representadas al mayor número de especies (Ceballos, 1999).

Esta no es tarea fácil, ya que México es uno de los cinco países biológicamente más diversos, la mayoría de las reservas fueron decretadas de manera *ad hoc*, y en muchos casos no cuentan con inventarios actualizados de especies (Santos *et al.*, 2004). Por esta razón, en la última década, los esfuerzos se han enfocado en conservar a las especies de anfibios y reptiles más vulnerables debido a que se encuentran en un mayor riesgo de extinción (IUCN, 2003). Para ello, se toma en cuenta como especies prioritarias a aquellas que ya han sido registradas en peligro de extinción en bases de datos, y después, a las que no están clasificadas, pero presentan características inherentemente vulnerables. En este esquema de priorización la mayor jerarquía la ocupan especies endémicas de distribución restringida, seguidas por las endémicas de distribución amplia y las no endémicas de distribución restringida (Santos *et al.*, 2004).

El número de especies consideradas en peligro de extinción, y por lo tanto de mayor prioridad para la conservación, es preocupante. Se estima que alrededor de 613 especies (53%) presentan algún tipo de amenaza; por si fuera poco, existen alrededor de 100 especies endémicas (9%) que se consideran de prioridad tipo II, por tener una distribución restringida (Santos *et al.*, 2004).

La situación de los anuros es crítica, ya que únicamente el 38%, es decir, 137 especies tienen poblaciones protegidas en México. Los grupos de especies prioritarias para la conservación, como las endémicas y en riesgo de extinción, están representadas en una menor proporción que aquellas especies que no son endémicas y consideradas fuera de riesgo. Es decir, sólo el 29% de los anfibios endémicos del país presentan poblaciones en estas reservas, lo que demuestra una debilidad del sistema de áreas protegidas. Lo mismo sucede con los saurópsidos (no aves), aunque en la actualidad dependencias como la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) y la Norma Oficial Mexicana 059 (Nom-059-SEMARNAT 2010), han sumado esfuerzos para proteger a este grupo de vertebrados, aún no se ha alcanzado un equilibrio correcto en la cobertura territorial para dar protección a las especies que lo requieren. Esto sugiere, de manera directa una necesidad de aumentar el número de áreas naturales protegidas, con objeto de tener representadas todas las especies, en especial las endémicas de México y en peligro de extinción. Es imperioso que la selección de las nuevas áreas que pudieran incorporarse al Sistema Nacional de Áreas Naturales Protegidas sea hecha por medio de métodos cuantitativos, para maximizar el número de especies protegidas en el menor número de reservas (Santos *et al.*, 2004).

3. Justificación

El presente trabajo muestra la importancia de conocer la diversidad de anuros y otros saurópsidos (no aves) en microhábitats (cuerpos de agua) ubicados dentro de la comunidad “El Alberto”. Conocer las propiedades únicas de cada uno de los once microhábitats en cuestión, permite comprender la diversidad y distribución de los grupos de vertebrados antes mencionados. Considerar las características ecológicas de cada microhábitat es preponderante, puesto que los manantiales tienen su origen hace aproximadamente cuarenta años gracias al aporte de aguas negras provenientes del Valle de México hacia el Valle del Mezquital a través del río Tula. Estas aguas se infiltran y dan origen a los manantiales de “El Alberto” gracias a un manto freático superficial. La influencia del río Tula en combinación con la altitud, tipo de suelo, cobertura vegetal y actividades sociales, resultan en diferencias únicas para cada cuerpo de agua y se refleja en los parámetros fisicoquímicos (pH, Potencial de Óxido Reducción (ORP), conductividad, salinidad, Oxígeno Disuelto (OD) y temperatura), nutrientes de origen orgánico (nitratos, nitritos, nitrógeno amoniacal, ortofosfatos y sulfatos). Por lo tanto, la disponibilidad de especies de anuros y sus depredadores potenciales que conforman la cadena trófica también muestra diferencias en sus ensambles. El trabajo ya permite presentar a la comunidad “El Alberto” la diversidad herpetofaunística con la que cuenta, así como la importancia que tiene en el ecosistema. También, por medio de talleres de concientización a niños, jóvenes y tomadores de decisiones, se pretende, mejore la relación y actitudes interespecíficas que contribuyan a incluir el manejo y conservación de sus recursos en sus planes de desarrollo.

4. Objetivo general

- Determinar la diversidad de anuros y saurópsidos (no aves) en la comunidad Ñhãñhu “El Alberto”, Ixmiquilpan, Hidalgo (México); asociado a la flora y fauna de diferentes cuerpos de agua.

5. Objetivos particulares

- Agrupar once cuerpos de agua del presente trabajo en gradientes de calidad para conocer si existe una relación con las especies de anuros que ahí habitan, a partir del análisis de factores fisicoquímicos y nutrientes.
- Evaluar si la flora y fauna asociada a los cuerpos de agua juega un papel para determinar la disponibilidad de las diferentes especies de anuros.
- Reconocer si donde hay presencia de anuros hay presencia de depredadores.
- Realizar actividades de divulgación para contribuir a la conservación de la herpetofauna mexicana con talleres y pláticas a niños y adultos de la comunidad Ñhãñhu “El Alberto”.

6. Descripción del área de estudio

La comunidad indígena Ñhãñhu “El Alberto” se encuentra ubicada en el Valle del Mezquital en el estado de Hidalgo (Fig. 1). El Valle del Mezquital, localizado en la parte noroeste del estado, está conformado por los municipios de Actopan, Alfajayucan, Ixmiquilpan, Tasquillo y Tula, con un intervalo altitudinal que va de los 1,700 y 2,100 msnm; aquí también se interceptan las provincias biogeográficas del Altiplano Mexicano y Faja Volcánica Transmexicana (INEGI, 1992).



Figura 1. Localización de “El Alberto” en el municipio de Ixmiquilpan en el estado de Hidalgo, México.

Actualmente, la comunidad está constituida por cerca de 834 personas. Sus principales actividades económicas son la agricultura y ganadería de autoconsumo; y durante los últimos treinta años el turismo. Sin embargo, es muy importante el aporte de las remesas de sus habitantes que radican en Estados Unidos (INEGI, 2010). Su lengua, el Ñhãñhu, es una variante del Otomí, según se muestra en el Catálogo de las lenguas indígenas nacionales, en el apartado 8.5. Variantes lingüísticas de las agrupaciones de la familia oto-mangue (INALI, 2008). Su lengua es utilizada en su día a día por niños, jóvenes y adultos para denotar su identidad cultural, por lo que “El Alberto” es considerada una comunidad cien por ciento indígena (pueblo originario con poco mestizaje, autogobernanza, usos

y costumbres), según la Comisión Nacional para el Desarrollo de los Pueblos Indígenas, delegación Hidalgo (CDI, 2013). Así lo reconocen también poblaciones circundantes de origen igualmente otomí, pero con un mayor grado de mestizaje.

Para realizar el primer listado herpetofaunístico dentro de la comunidad, se estudiaron 11 cuerpos de agua de diferente origen (9 manantiales y 2 artificiales) y áreas aledañas. Las coordenadas geográficas, nombre asignado, tipo de cuerpo de agua y tipo de vegetación, se muestran en el Cuadro 1.

Cuadro 1. Nombre del sitio, coordenadas geográficas, tipo de cuerpo de agua (natural o artificial) y tipo de vegetación de once microhábitats de estudio.

Sitio	Coordenadas geográficas	Tipo de cuerpo de agua	Tipo de vegetación
Toxhi	N 20° 25' 08.8'' O 99° 14' 00.8''	Manantial	Manantial perturbado con elementos de <i>Salix bonplandiana</i> , <i>Ricinus communis</i> , <i>Ageratina arsenei</i> , <i>Lonotis nepetifolia</i> , <i>Baccharis salicifolia</i> , <i>Urtica dioica</i> , <i>Nicotiana glauca</i> y <i>Typha domingensis</i> .
Huanthe	N 20° 24' 54.1'' O 99° 16' 17.6''	Manantial	Manantial perturbado con presencia de <i>Acacia farnesiana</i> , <i>Ricinus communis</i> , <i>Salix bonplandiana</i> , <i>Nicotiana glauca</i> y <i>Eupatorium arsenei</i> .
Presita	N 20° 24' 59.6'' O 99° 16' 13.6''	Artificial	Presa en la manzana Dexthi-Alberto con elementos de matorral rosetófilo con <i>Hecthia podantha</i> , <i>Agave lechuguilla</i> , <i>Bouvardia ternifolia</i> , <i>Croton ciliatoglandulifer</i> , <i>Opuntia sp.</i> , <i>Rhynchelytrum repens</i> y <i>Asclepias linaria</i> .
Casa de Mario	N 20° 24' 36.3'' O 99° 12' 31.1''	Manantial	Manantial en matorral xerófilo con <i>Salix bonplandiana</i> , <i>Celtis pallida</i> , <i>Ricinus communis</i> , <i>Senecio salignus</i> , <i>Apium graveolens</i> y <i>Polygonum mexicanum</i> .

Poza El Camino	N 20° 24' 59.1'' O 99° 12' 34.1''	Artificial	Cuerpo de agua que surge en temporada de lluvias con presencia de <i>Senecio salignus</i> , <i>Nicotiana glauca</i> , <i>Polygonum sp.</i> , <i>Aster subulatus</i> , <i>Ambrosia psyllostrachya</i> y <i>Hordeum jubatum</i> .
Obra de Toma	N 20° 24' 50.4'' O 99° 12' 21.4''	Manantial	Manantial perturbado con hierbas de <i>Typha domingensis</i> muy frecuentes, con <i>Salix bonplandiana</i> , <i>Rorippa nasturtium-aquaticum</i> , <i>Apium graveolens</i> , <i>Senecio salignus</i> y <i>Peperomia sp.</i>
Estanque Balneario	N 20° 24' 41.1'' O 99° 12' 55.3''	Manantial	Ribera del río Tula con vegetación riparia de <i>Taxodium mucronatum</i> , <i>Prosopis laevigata</i> , <i>Arundo donax</i> , <i>Typha domingensis</i> , <i>Salix bonplandiana</i> , <i>Carya illinoensis</i> y <i>Rhamnus humboldtiana</i> .
Gran Cañón	N 20° 26' 05.7'' O 99° 13' 58.6''	Manantial	Manantial con estrecha cercanía al río Tula, presencia de matorral de Mezquite asociado a <i>Celtis pallida</i> , <i>Pluchea salicifolia</i> , <i>Arundo donax</i> , <i>Typha sp.</i> , <i>Marsilea sp.</i> , <i>Eleocharis cellulosa</i> , <i>Cyperus esculentus</i> , <i>Lemna minuta</i> y <i>Eichhornia crassipes</i> .
Purificadora	N 20° 25' 08.4'' O 99° 13' 51.9''	Manantial	Manantial perturbado con presencia de <i>Ricinus communis</i> y <i>Typha domingensis</i>

Manantial Centro 1	N 20° 24' 39.2'' O 99° 13' 24.9''	Manantial	Matorrales perturbados con presencia de <i>Salix bounplandiana</i> , <i>Ricinus communis</i> , <i>Apium graveolens</i> y <i>Senecio sp.</i>
Manantial Centro 2	N 20° 24' 40.2'' O 99° 13' 24.5''	Manantial	Matorrales perturbados con presencia de <i>Salix bounplandiana</i> , <i>Ricinus communis</i> , <i>Apium graveolens</i> y <i>Senecio sp.</i>

7. Material y método

7.1 Trabajo de campo

7.1.1 Determinación de zonas de estudio

Durante el mes de julio de 2016, correspondiente a la temporada de lluvia, se realizó la primera salida prospectiva, donde se identificaron ocho de los once microhábitats con presencia de especies de anuros y otros reptiles asociados dentro de la comunidad “El Alberto”, estos fueron: Presita, Huanthe, Toxhi, Estanque Balneario, Poza El Camino, Casa de Mario, Gran Cañón y Obra de Toma (Cuadro 1).

En el mes de abril de 2017, durante la temporada de estiaje, se identificaron tres cuerpos de agua más con presencia de herpetofauna, gracias a los avistamientos realizados por pobladores. Los nuevos sitios fueron caracterizados como: Purificadora, Manantial Centro 1 y Manantial Centro 2 (Cuadro 1).

De cada uno de los sitios de estudio, se tomaron coordenadas GPS para su posterior identificación visual en un mapa.

7.1.2 Toma de muestras y de datos fisicoquímicos del agua

La toma de muestras de agua y medición de parámetros fisicoquímicos se llevaron a cabo en los meses, de agosto de 2016 (temporada de lluvia) y abril de 2017 (temporada de estiaje).

Las muestras de agua fueron recolectadas en envases de plástico estériles de 1L por duplicado en cada sitio; a una de ellas se le agregó H_2SO_4 1:1 hasta acidificar a pH 2, para su posterior análisis de nutrientes en laboratorio.

Los parámetros fisicoquímicos como pH, conductividad, ORP, turbidez, temperatura y salinidad, se midieron *in situ*, con una sonda multiparamétrica HANNA® HI9829.

7.1.3 Colocación y monitoreo de sensores de temperatura

En el mes de febrero de 2017, se colocó un sensor de temperatura “data logger” modelo Elitech RC-5 mini® en ocho de los once cuerpos de agua estudiados los cuales son: Casa de Mario, Estanque Balneario, Gran Cañón, Huanthe, Obra de Toma, Poza El Camino, Presita y Toxhi. Cada uno de ellos fue programado con anticipación para medir la temperatura en °C en intervalos de 15 minutos, hasta su recolección en el mes de septiembre de 2017. Los 3 sitios restantes no fueron monitoreados ya que a) Poza El Camino es un cuerpo de agua de temporal. El “data logger” fue colocado durante la época de lluvia y posteriormente no pudo localizarse en el sitio original dándose por perdido; b) Extracción por personal no autorizado de los sitios Manantial Centro 1 y 2.

7.1.4 Identificación de herpetofauna

En el periodo comprendido entre los meses de julio de 2016 y mayo de 2017, se identificó a la herpetofauna a nivel de especie, utilizando las claves dicotómicas incluidas en Ramírez-Bautista *et al.* (2010); también, a cada uno de los ejemplares capturados se les tomó fotografías, ubicación GPS y sexo. En el caso particular de los anuros, además se registró el canto, longitud hocico-cloaca, longitud tibial y diámetro opercular; esto con la finalidad de hacer una identificación certera. Durante el periodo de lluvia, se encontraron ejemplares en etapas de desarrollo temprano (renacuajos), pero no adultos en los sitios: Huanthe y Toxhi, por lo que se colectaron 15 ejemplares de cada cuerpo de agua y se mantuvieron en cautividad hasta que alcanzaron su estado adulto y fue posible determinar la especie.

El inventario de especies se obtuvo con cuatro métodos, el primero consistió en reunir a todas las especies que fueron documentadas hasta el momento de la elaboración de la tesis; el segundo fue la observación directa en el área de estudio para determinar las especies no reportadas y verificar la presencia de las ya documentadas; tercero, la revisión de ejemplares de las colecciones científicas en el Museo de Zoología de la Facultad de Ciencias, UNAM y Colección Nacional de Anfibios y Reptiles del Instituto de Biología, UNAM, y el cuarto fue la búsqueda de registros de especies en las Bases de Datos VertNet (2018), Encicloviday GBIF (2018). Los anfibios y reptiles observados fueron registrados e identificados directamente en su medio natural y siguiendo el método de observación directa o encuentros visuales (Campbell & Christman, 1982), con barrido exploratorio al azar, combinado, y además, con el microhábitat (Arriaga-Noguez & Ramírez-Bautista, 2008; Martínez *et al.*, 2009; Foster, 2012)

7.2 Trabajo de laboratorio

7.2.1 Análisis de nutrientes

Con las muestras de agua obtenidas *in situ*, se realizó el análisis de nitratos, nitritos, nitrógeno amoniacal, ortofosfatos y sulfatos en el Laboratorio de Ecosistemas de Ribera de la Facultad de Ciencias, UNAM; empleando un espectrofotómetro HACH® modelo DR 3900 y los respectivos test kits HACH®.

7.2.2 Comparación de temperatura con GraphPad PRISM® 6.0

Una vez estructuradas las bases de datos de temperatura de cada sitio, se empleó el programa GraphPad PRISM® 6.0 con el cual se realizó una ANOVA de comparación de una vía. Este estadístico nos permitió conocer la relación que existe entre las medias de todos los sitios al hacer una comparación entre ellos mismos y los demás por mes. Para ello, muestra diferencias significativas de los datos cuando existe una probabilidad (P) menor a 0.05 ($P < 0.05$). Por lo tanto, el estadístico permite observar si existen diferencias significativas en las temperaturas de cada cuerpo de agua durante el periodo de monitoreo, así como la comparación entre ellos.

7.2.3 Análisis de Componentes Principales (ACP)

Con el programa XLSTAT® se elaboró un análisis de componentes principales (ACP) como una herramienta para conocer las variables (parámetros fisicoquímicos y nutrientes) que podrían estar más estrechamente ligadas entre todos los sitios muestreados, como una explicación a la distribución de las especies de anuros dentro de la comunidad. Para llevar a cabo este estadístico, se hizo un promedio de todos los parámetros antes mencionados de los sitios en donde se pudo muestrear durante las dos temporadas (lluvias y estiaje) y en los que no, solo se tomó el dato de la temporada en cuestión.

7.3 Divulgación y vinculación con la comunidad “El Alberto”

Una necesidad en el ámbito de la ciencia y en especial de la herpetología es transmitir el conocimiento al público en general de una manera comprensible, con el firme propósito de promover planes de conservación a nivel local comenzando con los actores principales, es decir, los habitantes de las comunidades que están en estrecha relación con el ecosistema.

Para ello, se impartieron pláticas en dos actividades que involucraron a pobladores de la comunidad “El Alberto” para dar a conocer la importancia que los anfibios y reptiles tienen en el ambiente donde habitan, las cuales fueron:

- 1) 5to. Coloquio Sobre Riqueza Natural y Sociedad: Los Hñähñu del Valle del Mezquital. El evento se llevó a cabo del 15 al 17 de febrero de 2017 con sede en la Dirección General de Divulgación de la Ciencia de la UNAM. Al lugar asistieron habitantes del Valle del Mezquital, pero preponderantemente los niños de la escuela primaria bilingüe “Nicolás Bravo”, de la telesecundaria 133, de la comunidad “El Alberto”; la primaria bilingüe “Lázaro Cárdenas” de la comunidad vecina de Cantinela; y la primaria “Benito Juárez” de la comunidad vecina del Dadho. Principalmente a los niños, se les impartieron pláticas sobre conservación de la herpetofauna con ayuda de material biológico didáctico, como ejemplares disecados, diafanizados y pieles, así como ejemplares vivos de *Boa constrictor*, *Kinosternon integrum*, *Drymarchon melanurus*, *Crotalus atrox* y *Rhinella marina*, especímenes del Herpetario.
- 2) KERMÉS DE LA CIENCIA Y DE LA CULTURA. Esta actividad se llevó a cabo en la comunidad “El Alberto” el 18 de junio de 2017 auspiciado por el Grupo de Ecología Microbiana Funcional del Suelo y Protección Ambiental de la Facultad de Ciencias, UNAM. Y por el taller de Procesos de la Biósfera, Sustentabilidad y Sociedad de la misma dependencia. En esta ocasión, se colocó un stand para dar pláticas de concientización y conservación de la herpetofauna con ejemplares diafanizados, disecados, figuras de madera; y ejemplares vivos de *Boa constrictor* (hembra y macho), *Crotalus ravus*, *Kinosternon integrum* y *Rhinella marina*.

Todo el material de apoyo en ambas actividades fue proporcionado por el Herpetario de la Facultad de Ciencias, UNAM a cargo de la Biól. Mónica Salmerón Estrada, con toda la disposición y profesionalismo que esta noble causa amerita.

8. Resultados y Discusión

8.1 Localización GPS de los cuerpos de agua y especies de herpetofauna asociada

Anfibios y Saurópsidos (no aves) “El Alberto”

Simbología



Figura 2. Representación visual de las especies de anfibios y saurópsidos (no aves), asociadas a los once manantiales muestreados en la comunidad “El Alberto”.

8.2 Herpetofauna de “El Alberto”

La mayoría de las especies descritas a continuación fueron halladas a unos cuantos metros o dentro de los cuerpos de agua monitoreados durante ambas temporadas.

En la segunda columna del Cuadro 2, se muestran las especies de anfibios y reptiles identificadas en el presente trabajo, comparadas con los registros de años anteriores de diferentes autores para el municipio de Ixmiquilpan., cuatro de ellas (*Leptodeira septentrionalis*, *Tantilla rubra*, *Senticolis triaspis* y *Kinosternon integrum*) son nuevos registros para dicho municipio en el estado de Hidalgo.

Cuadro 2. Inventario de especies de anuros y reptiles encontrados en la comunidad “El Alberto”, y su comparación con diversos autores que realizaron un listado herpetofaunístico para el Municipio de Ixmiquilpan, Hidalgo.

Especie	(Obregón-Esparza <i>et al., [aceptado]</i>)	CONABIO (Goyenechea- Mayer, 2011)	(Fernández-Badillo y Goyenechea-Mayer, 2010)	(Ramírez-Bautista <i>et al., 2010</i>)
<i>Spea multiplicata</i>	X	X		X
<i>Lithobates spectabilis</i>	X	X	X	
<i>Dryophytes arenicolor</i>	X		X	
<i>Anaxyrus punctatus</i>	X		X	
<i>Kinosternon integrum</i>	X			
<i>Aspidoscelis gularis</i>	X	X	X	
<i>Leptodeira septentrionalis</i>	X			
<i>Tantilla rubra</i>	X			
<i>Drymarchon melanurus</i>	X	X	X	
<i>Sceloporus spinosus</i>	X	X	X	
<i>Masticophis schotti</i>	X	X	X	
<i>Plestiodon lynxe</i>	X		X	
<i>Senticolis triaspis</i>	X			
<i>Tropidodipsas sartorii</i>	X	X	X	
<i>Rena dulcis</i>	X	X	X	
<i>Micrurus tener</i>	X			X

Anuros

Se identificaron tres especies de ranas en los once cuerpos de agua estudiados, las cuales fueron: *Dryophytes arenicolor* (Fig. 3a), *Lithobates spectabilis* (Fig. 3b) y *Spea multiplicata* (Fig. 3c). *Anaxyrus punctatus* (Fig. 3d), no estuvo presente dentro de ninguno de estos sitios, sin embargo, la encontramos en el sendero que conecta a Huanthe con Presita (Fig. 2). Un aspecto importante a considerar radica en que ninguna de estas especies comparte el mismo microhábitat, es decir, cada una de ellas se encuentra en un lugar diferente (Fig. 3; Cuadro 3), lo que nos indica, que existen atributos únicos en cada sistema que los hace diferentes entre sí y propician que el ensamble de las especies tanto vegetales como animales no tenga igual; esto quedará comprendido de mejor forma más adelante con el análisis de componentes principales (ACP).

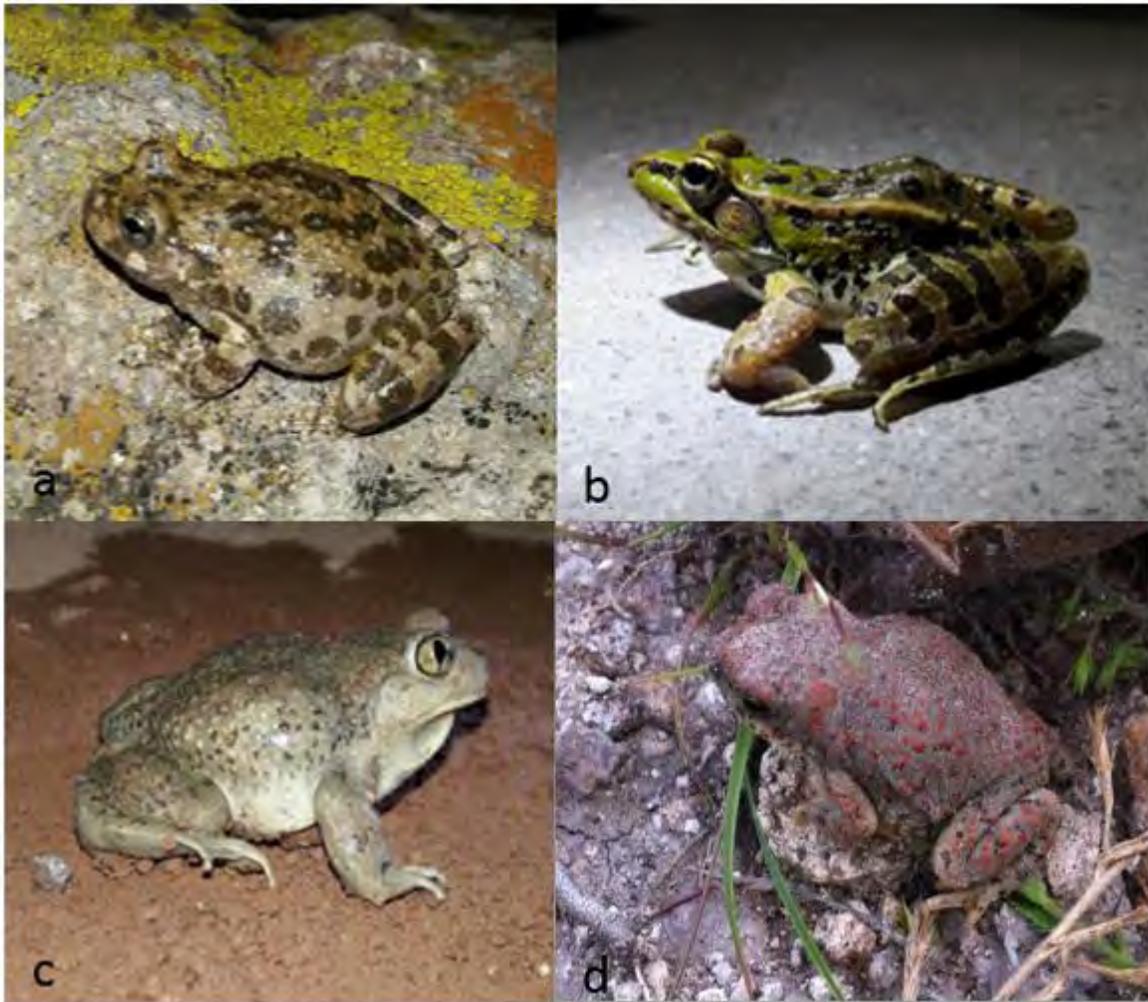


Figura 3. a) *Dryophytes arenicolor*; b) *Lithobates spectabilis*; c) *Spea multiplicata* y d) *Anaxyrus punctatus* encontrados en la comunidad “El Alberto” en el municipio de Ixmiquilpan, Hidalgo.

Cuadro 3. Especies de ranas asociadas a cada uno de los once microhábitats estudiados en la comunidad “El Alberto”.

Sitio	Anuro asociado
Toxhi	<i>L. spectabilis</i>
Huanthe	<i>D. arenicolor</i>
Presita	<i>D. arenicolor</i>
Casa de Mario	<i>L. spectabilis</i>
Poza El Camino	<i>S. multiplicata</i>
Obra de Toma	<i>L. spectabilis</i>
Estanque Balneario	<i>L. spectabilis</i>
Gran Cañón	<i>L. spectabilis</i>
Purificadora	<i>L. spectabilis</i>
Manantial Centro 1	<i>L. spectabilis</i>
Manantial Centro 2	<i>L. spectabilis</i>

Saurópsidos (no aves)

Doce especies de reptiles se registraron en la comunidad, una especie del orden Testudines: *Kinorternon integrum* (Fig. 4a); once del orden Squamata, de las cuales 3 pertenecen al suborden Lacertilia: *Aspidoscelis gularis* (Fig. 4b), *Sceloporus spinosus* (Fig. 4c), y *Plestiodon lynxe* (Fig. 4d); y ocho del suborden Serpentes: *Leptodeira septentrionalis* (Fig. 4e), *Tantilla rubra* (Fig. 4f),

Drymarchon melanurus (Fig. 4g), *Masticophis schotti* (Fig. 4h), *Senticolis triaspis* (Fig. 4i), *Tropidodipsas sartorii* (Fig. 4j), *Rena dulcis* (Fig. 4k) y *Micrurus tener* (Fig. 4l).



Figura 4. a) *Kinosternon integrum*, b) *Aspidoscelis gularis*, c) *Sceloporus spinosus*, d) *Plestiodon lynxe*, e) *Leptodeira septentrionalis*, f) *Rena dulcis*, g) *Drymarchon melanurus*, h) *Masticophis schotti*, i) *Senticolis triaspis*, j) *Tropidodipsas sartorii*, k) *Rena dulcis*, l) *Micrurus tener* en la comunidad “El Alberto” en el municipio de Ixmiquilpan, Hidalgo. Fotografías a, e, f, i, tomadas de Obregón-Esparza *et al.* [aceptado].

En el Cuadro 4 se agrupan las especies respecto a la cercanía del sitio donde fueron encontradas como áreas de diversidad animal y vegetal que conforman las cadenas tróficas. En Gran Cañón por ejemplo, encontramos a una de las culebras más grandes descritas para México, *Drymarchon melanurus* es una serpiente de hábitos diurnos y terrestres que se alimenta de vertebrados como otras serpientes, aves, mamíferos, ranas y peces (Ramírez-Bautista *et al.*, 2010). Por tal motivo no resultó extraño

encontrarla a menos de 30 metros de dicho sitio a medio día en busca de alimento como *Lithobates spectabilis*, *Sceloporus spinosus* o *Aspidoscelis gularis* (Cuadro 3 y 4), las últimas dos especies, al igual que *D. melanurus*, tienen hábitos diurnos y terrestres, alimentándose de larvas de lepidópteros, escarabajos, termitas, hormigas y arañas que se ocultan bajo troncos u hojarasca (Vite-Silva, 2008), muy abundante en la zona por el tipo de vegetación como *Typha sp.* (Cuadro 1); e inclusive de peces que habitan el manantial.

En Estanque Balneario, también encontramos especies de serpientes (Cuadro 4), que junto con *L. spectabilis* (Cuadro 3) conforman la cadena trófica y reflejan la estabilidad del microhábitat. La gran cercanía del manantial con el río Tula lo hace “permanente” (como el resto de los manantiales donde habita *L. spectabilis*) y genera una vegetación abundante (Cuadro 1), donde *L. spectabilis* puede completar su ciclo de vida alimentándose de invertebrados y algunas veces practicando el canibalismo (Ramírez-Pérez, 2008). Por su parte *Tropidodipsas sartorii* y *Leptodeira septentrionalis* son serpientes de hábitos nocturnos que utilizan la orilla de los ríos para forrajear, basando su dieta en pequeños vertebrados como lo son juveniles de anuros, lagartijas, peces y mamíferos (Lemos-Espinal y Smith, 2008; Badillo-Saldaña, 2013). Al estar presentes las dos especies anteriormente mencionadas, significa que cumplen su ciclo de vida en oquedades o grietas en las rocas cercanas, donde depositan sus huevos, uno de los alimentos preferidos de *Masticophis schotti* (Dixon y Lemos-Espinal, 2010). Otra especie que encontramos en el sitio y que aprovecha al máximo el tipo de vegetación es *Rena dulcis*, que tiene hábitos nocturnos y fosoriales, alimentándose de hormigas, termitas, larvas y pupas (Pough *et al.*, 2001). *Micrurus tener* es una serpiente que prefiere los sitios con gran cantidad de materia vegetal como hojarasca, alimentándose de pequeñas serpientes (Campbell y Lamar, 2004; Lemos-Espinal y Smith, 2007) como *Rena dulcis*.

Cuadro 4. Especies de saurópsidos (no aves) asociadas a cada uno de los once microhábitats de estudio en la comunidad “El Alberto”.

Sitio	Saurópsidos (no aves) Asociados
Toxhi	<i>S. spinosus</i>
Huanthe	<i>K. integrum</i>
Presita	<i>S. spinosus</i>
Casa de Mario	<i>P. lynxe, A. gularis</i>
Poza El Camino	<i>A. gularis</i>
Obra de Toma	<i>A. gularis, S. spinosus</i>
Estanque Balneario	<i>M. schotti, L. septentrionalis, T. sartorii, R. dulcis, M. tener, T. rubra</i>
Gran Cañón	<i>D. melanurus, s. spinosus, A. gularis</i>
Purificadora	<i>A. gularis, M. schotti</i>
Manantial Centro 1	<i>T. sartorii, S. spinosus, K. integrum</i>
Manantial Centro 2	<i>T. sartorii, K. integrum</i>

Tomando en cuenta el número de anfibios y reptiles reportados en Fernández-Badillo y Goyenechea-Mayer (2010), para el municipio de Ixmiquilpan, Hidalgo, por ser el más completo hasta el momento con 37 especies, se puede hacer una comparación con las 16 especies encontradas en “El Alberto”, de las cuales 4 son nuevos registros para el municipio de Ixmiquilpan y están en proceso de publicación (Anexo 1). Entonces, podríamos decir que, “El Alberto” cuenta con cerca del 39% del total de la herpetofauna reportada para el municipio (ahora con 41 especies) en un área de aproximadamente 25 km². Del 100% de especies de anfibios y reptiles descritos en Ixmiquilpan, el 4.9% pertenece a salamandras; el 12.2 % para ranas, de los cuales en “El Alberto” tenemos el 9.9%; 4.9% son tortugas para el municipio y 2.4% en la comunidad; 26.8% corresponden a lagartijas para Ixmiquilpan de 7.3% presentes en “El Alberto”; y 51.2% de serpientes en Ixmiquilpan en comparación con el 19.5% registradas para la comunidad (Fig. 5).

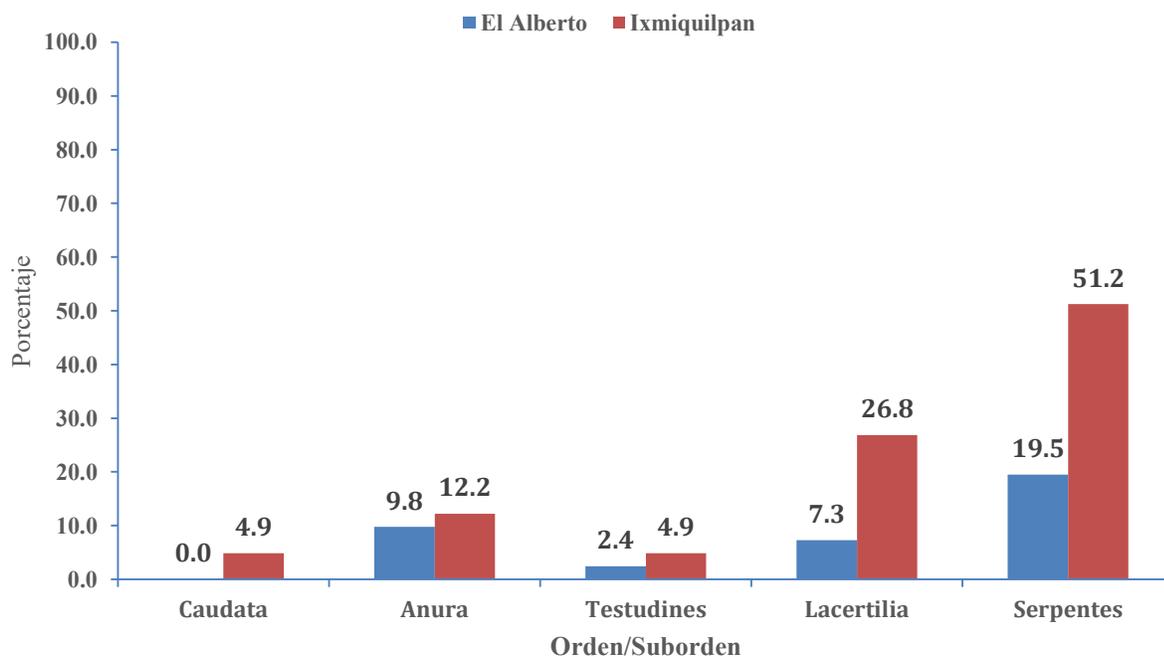


Figura 5. Comparación en % entre el número de especies de salamandras, anuros, tortugas, lagartijas y serpientes encontradas en “El Alberto”, respecto a las reportadas para el municipio de Ixmiquilpan, Hidalgo.

Nuevos Registros Herpetofaunísticos

Presentamos cuatro nuevos registros de reptiles para el municipio de Ixmiquilpan en este trabajo. Las especies son: *Kinosternon integrum*, *Tantilla rubra*, *Senticolis triaspis* y *Leptodeira septentrionalis* (Obregón-Esparza *et al.*, [aceptado]). Cabe mencionar que todas ellas fueron encontradas en el

territorio de la comunidad “El Alberto” y están en proceso de publicación en la revista “Mesoamerican Herpetology” (Anexo 1).

Kinosternon integrum (Fig. 4a) es una especie endémica de México sujeta a protección especial (Pr) por la Norma Oficial Mexicana 059 (Nom-059-SEMARNAT 2010). Prefiere hábitats como matorral xerófilo, bosques de encino y bosques tropicales (Ramírez-Bautista *et al.*, 2009; Canseco-Márquez y Gutiérrez-Mayén, 2010). El hallazgo de un ejemplar se hizo en Huanthe, a una elevación de 1950 msnm y a una distancia de 40 km del último registro hecho por Ramírez-Bautista *et al.* (2010) en el municipio de Zimapán. Las fotografías tomadas al ejemplar fueron depositadas en la Colección Nacional de Anfibios y Reptiles del Instituto de Biología, UNAM con el código IBH-RF 452.

Tantilla rubra (Fig. 4f) es una pequeña culebra endémica de México (Fitch, 1978; Canseco-Márquez y Gutiérrez-Mayén, 2010), sujeta a protección especial (Pr) por la Norma Oficial Mexicana Nom-059-SEMARNAT 2010. Esta especie se distribuye en los estados de Chiapas, Nuevo León, Oaxaca, Tamaulipas, Veracruz e Hidalgo. El intervalo de elevación donde ha sido reportada va desde los 640 hasta los 1,400 msnm (Dixon *et al.*, 2000); sin embargo, Canseco-Márquez *et al.* (2004) reportaron una elevación de 670 a 1,400 msnm para un ejemplar del estado de Hidalgo. En la comunidad “El Alberto”, un ejemplar de *Tantilla rubra* estuvo presente cerca de Estanque Balneario a una elevación de 1779 msnm, por lo que resulta ser uno de los mayores registros altitudinales para el estado y el primero de la especie para Ixmiquilpan, tomando en cuenta que el último fue hecho por Mendoza-Quijano *et al.* (2006) en el municipio de Tlanchinol a 85 km de “El Alberto”. Las fotografías fueron ingresadas en la Colección Nacional de Anfibios y Reptiles del Instituto de Biología, UNAM con el código IBH-RF 450.

Senticolis triaspis (Fig. 4i) es una culebra no endémica para México con un rango de distribución desde el sur de Arizona en Estados Unidos, hasta Costa Rica, con una ocurrencia de elevación de 100 a 2300 msnm. En México, se distribuye en los estados de Chihuahua, Tamaulipas, San Luis Potosí, Querétaro, Veracruz, Puebla, Oaxaca, Chiapas e Hidalgo (Ramírez-Bautista, 1994; Hernández-Ibarra, 2005). En “El Alberto”, se identificó un ejemplar a una elevación de 1831 msnm, 89.79 km del último avistamiento en el municipio de Pisa Flores según Lara-Tufiño (2014). Las fotografías tomadas *in situ* ahora pertenecen a la Colección Nacional de Anfibios y Reptiles del Instituto de Biología, UNAM con el código IBH-RF 449.

Leptodeira septentrionalis (Fig. 4e) es una especie no endémica para México con un rango de distribución desde Estados Unidos hasta Sudamérica, con una ocurrencia de elevación de 0 a 2000 msnm. En México, se distribuye en los estados de Nayarit, Jalisco, Tamaulipas, San Luis Potosí, Veracruz, Chihuahua, Coahuila e Hidalgo (Lemos-Espinal y Smith, 2008). Esta especie fue hallada en la orilla del manantial Estanque Balneario a una elevación de 1772 msnm; Badillo-Saldaña (2013) hace el reporte más cercano para dicha especie en el municipio de Metztlán, a 51.66 km de dicho manantial en “El Alberto”. El registro fotográfico fué ingresado en la Colección Nacional de Anfibios y Reptiles del Instituto de Biología, UNAM con el código IBH-RF 451.

8.2 Análisis de parámetros fisicoquímicos y nutrientes

Temporada de lluvias

- Compuestos nitrogenados.

La concentración de compuestos nitrogenados durante esta época del año fue considerablemente diferente para cada uno de los cuerpos de agua del presente trabajo. En el caso de nitritos (NO_2^-), se encontró la mayor concentración en el sitio denominado Estanque Balneario (0.0375 mg/l), mientras que Huanthe y Presita fueron los lugares con menor presencia de este compuesto con 0.003 mg/l (Fig. 6); el nitrato (NO_3^-) fue el compuesto que resultó ser menos fluctuante entre todos los sitios de estudio, obteniendo la mayor concentración (0.45 mg/l) en Huanthe y la menor de 0.05 mg/l en Estanque Balneario (Fig. 6); el nitrógeno amoniacal (NH_4^+) se registró con una concentración mayor en Presita con 0.625 mg/l, mientras que la menor se registró en Obra de Toma con 0.125 mg/l. (Fig. 6). De los tres compuestos nitrogenados mencionados, el nitrógeno amoniacal fue el único nutriente que rebasó los niveles permitidos para agua potable de acuerdo con la Norma Oficial Mexicana 127 (NOM-127-SSA-1994), la cual establece un límite permisible de 0.50 mg/l.

Ahora bien, siguiendo el supuesto de que los cuerpos de agua más cercanos al caudal del río Tula se encuentran mayor contaminados por fuentes difusas (Cuadro 5) y por lo tanto, presentan mayores concentraciones de compuestos nitrogenados, entonces Gran Cañón y Estanque Balneario deberían ser los sitios con mayor concentración de estos nutrientes ya que se encuentran a 24 m y 32 m de distancia del río, mientras que Presita y Huanthe tendrían que ser considerados los que menor influencia tienen con el río al encontrarse a 4,335 m y

4,500 m de distancia respectivamente. Sin embargo, los resultados indican niveles mayores de nitrógeno amoniacal y nitratos en los dos últimos sitios mencionados (Fig. 3). Este hecho podría parecer contradictorio si seguimos la lógica planteada en un principio, lo que indicaría que el río Tula no es el agente que está propiciando este aumento en las concentraciones de los compuestos nitrogenados para Presita y Huanthe, sino que más bien es generado por una fuente puntual (Cuadro 5) como lo es la entrada del ganado a estos cuerpos de agua, donde inevitablemente defecan y beben. Entonces, el aumento de las formas iónicas del nitrógeno inorgánico propicia los siguientes problemas en los ecosistemas acuáticos: (a) acidificación de los cuerpos de agua; (b) eutrofización y proliferación de algas con efectos de toxicidad; (c) toxicidad directa por incremento en la concentración de compuestos nitrogenados para los animales acuáticos (Camargo y Alonso, 2007). De estos tres problemas, el más evidente para este caso en particular es la eutrofización, concepto abordado a partir de la definición hecha por Fontúrbel (2005), como un proceso mayormente de origen antrópico propiciado por el aumento en la producción de residuos sólidos y líquidos, los cuales incrementan la concentración de ciertos nutrientes en cuerpos de agua lénticos, viéndose reflejada en el aumento de la biomasa de los productores primarios y por ende en la materia orgánica sedimentaria, disminuyendo la disponibilidad de oxígeno en el agua, así como la transparencia y la disponibilidad de luz, afectando de esta manera a los productores secundarios, sufriendo alteraciones en la cadena trófica del sistema (Camargo y Alonso, 2007). Aunque detectamos problemas de eutrofización, *Dryophytes arenicolor* siempre estuvo presente cumpliendo su ciclo de vida completo al encontrar adultos, juveniles y ejemplares en estadios larvarios, durante el periodo en que realizamos el trabajo de campo. Al estar presente esta especie únicamente en Presita y Huanthe de los once cuerpos de agua estudiados y considerarlos prístinos por su difícil acceso y lejanía del río Tula, llegamos a pensar en la posibilidad de que *Dryophytes arenicolor* es un anuro susceptible ante los cambios ambientales, haciendo que con el paso de los años se haya desplazado hacia sitios donde pudiera desarrollarse satisfactoriamente, sin embargo, los resultados parecen indicar que la presencia de la especie en ambos sitios se debe a aspectos de índole fisiológico más que a las presiones de origen antropocéntrico.

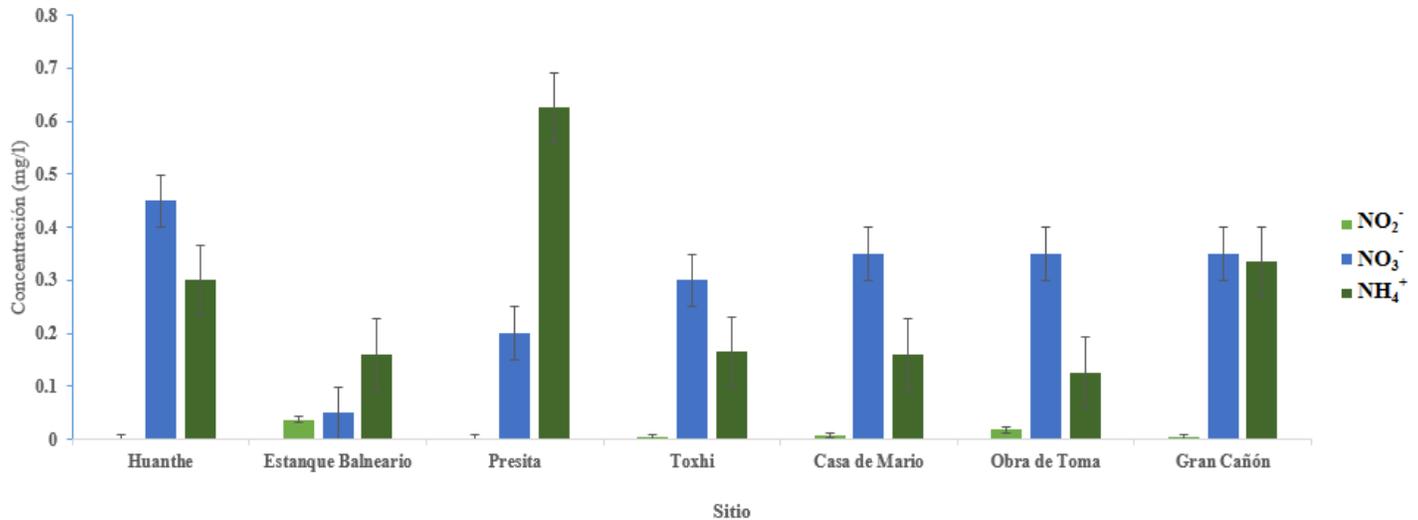


Figura 6. Concentración de nitritos NO₂⁻, nitratos NO₃⁻ y nitrógeno amoniacal NH₄⁺ en mg/l de siete cuerpos de agua analizados durante la temporada de lluvias en la comunidad “El Alberto”.

Cuadro 5. Fuentes antropocéntricas de nitrógeno inorgánico en ecosistemas acuáticos. Tomado de Camargo y Alonso, 2007.

Fuentes puntuales
<ul style="list-style-type: none"> Residuos y vertidos de granjas de animales, piscifactorías continentales, y centros de acuicultura marina. Vertidos industriales y municipales sin un tratamiento adecuado. Procesos de escorrentía e infiltración en basureros.
Fuentes difusas
<ul style="list-style-type: none"> Procesos de escorrentía e infiltración en campos de cultivo. Procesos de escorrentía e infiltración en praderas y bosques quemados. Emisiones a la atmósfera provenientes del uso de combustibles fósiles y fertilizantes, y la posterior deposición atmosférica sobre las aguas superficiales.

- Ortofosfatos PO₄³⁻

La Norma Oficial Mexicana 127 (NOM-127-SSA-1994) no considera los ortofosfatos como agentes químicos que deban ajustarse dentro de los límites permisibles para la buena calidad del agua y su consumo potable. Sin embargo, sabemos que sus altas concentraciones en aguas superficiales pueden generar eutrofización al aumentar la cantidad de productores primarios. Las principales fuentes puntuales de contaminación por ortofosfatos son las descargas de la

minería y el uso de agroquímicos en campos de cultivo, que al volverse crónicas alteran el ciclo del fósforo (Cordero *et al.*, 1979).

Para la temporada de lluvias, obtuvimos concentraciones que no rebasaron los 2 mg/l en ninguno de los sitios. Llama la atención como Huanthe y Presita tuvieron las menores concentraciones de ortofosfatos con 0.92 y 0.7 mg/l respectivamente (Fig. 7). Estas bajas concentraciones en comparación con las de los demás manantiales se debe a la lejanía que ambos tienen con el río Tula, por lo que no reciben aguas provenientes de zonas de cultivo y se mantiene estable el ciclo del fosfato con la entrada de materia orgánica al sistema de manera natural, promoviéndose la estabilidad en los microhábitats.

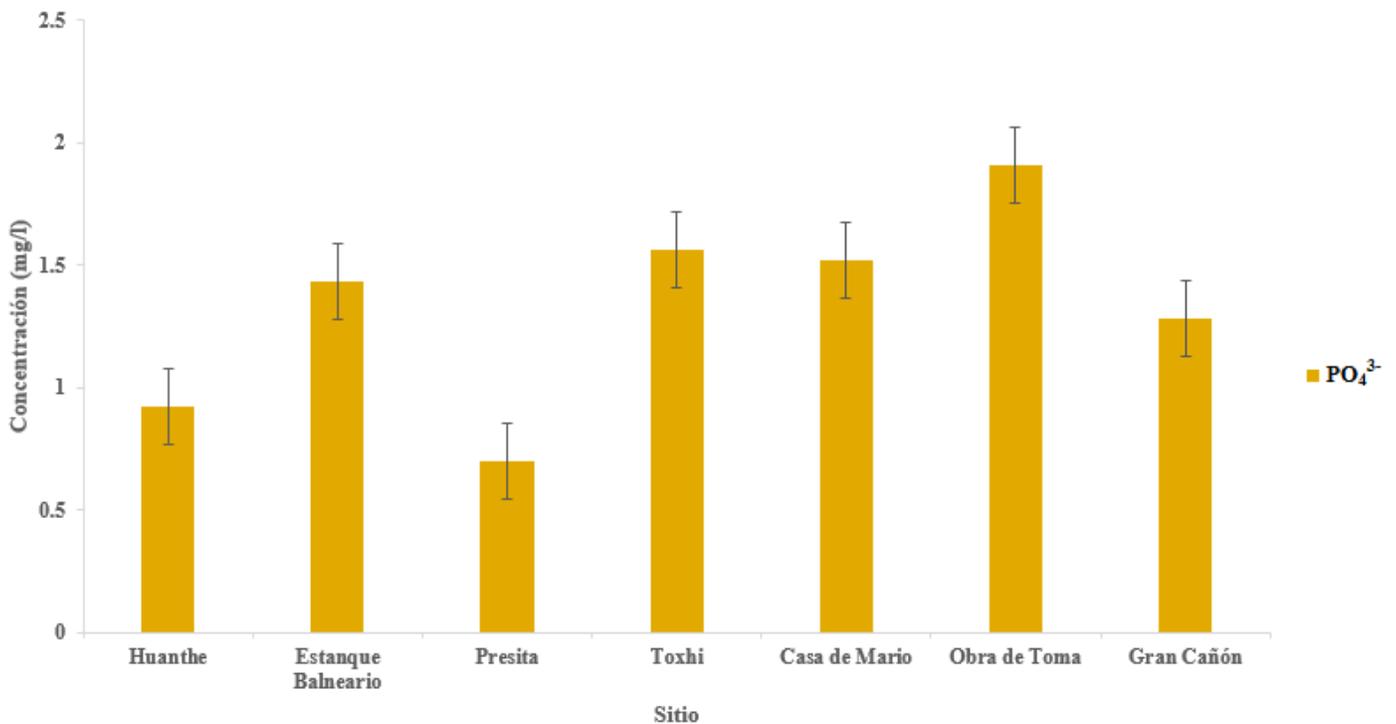


Figura 7. Concentración de ortofosfatos PO_4^{3-} en mg/l de siete cuerpos de agua analizados durante la temporada de lluvias en la comunidad “El Alberto”.

- Sulfatos SO_4^{3-}

Los sulfatos se encuentran de manera natural en los minerales. Son empleados en la industria química como componentes de fertilizantes, pesticidas, colorantes, jabón, papel, fármacos y una amplia gama de productos usados en la vida diaria; resultan ser fuentes puntuales de contaminación cuando son vertidos en el agua por su alta solubilidad y capacidad de alcanzar

grandes concentraciones. La concentración de sulfatos analizados en esta temporada fue diferente para cada cuerpo de agua (Fig. 8), pero ninguno rebasó la Norma Oficial Mexicana 127 (NOM-127-SSA-1994) la cual establece niveles permisibles de 400 mg/l.

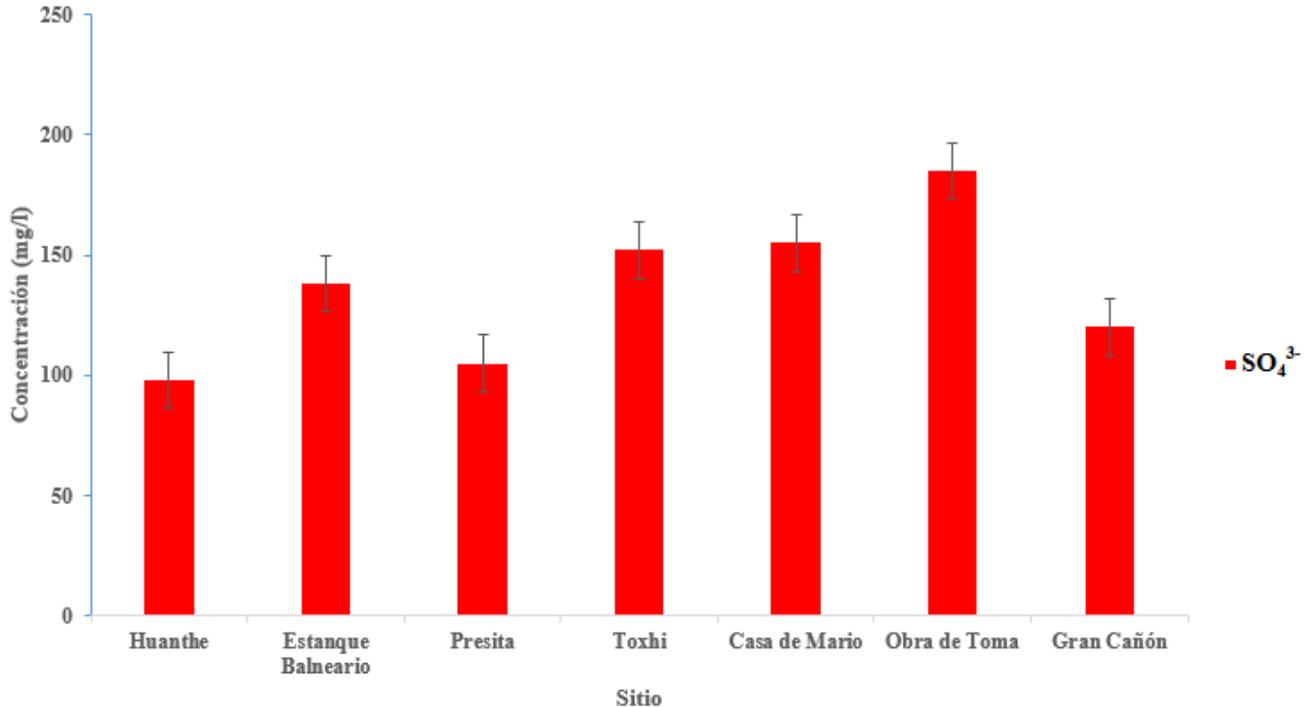


Figura 8. Concentración de sulfatos SO_4^{3-} en mg/l de siete cuerpos de agua analizados durante la temporada de lluvias en la comunidad “El Alberto”.

Temporada de Estiaje

Durante esta temporada, los sitios muestreados fueron diferentes a los de la temporada de lluvia debido a: 1) problemas sociales y por ende dificultad de acceso a los mismos (Presita y Huanthe) 2) Hallazgo de nuevos manantiales con presencia de herpetofauna (Manantial Centro 1 y 2, Purificadora).

- Compuestos nitrogenados

Los compuestos nitrogenados analizados en la temporada de estiaje fueron considerablemente más altos a los obtenidos en la temporada de lluvias. Para el caso de los nitritos (NO_2^-), al hacer un promedio entre las concentraciones de ambas temporadas, se demostró que aumentaron en un 275.25% (de 0.011 mg/l a 0.030 mg/l). Lo mismo sucedió con los nitratos (NO_3^-) con un aumento del 853.32% (De 0.293 mg/l a 2.499 mg/l). Sin

embargo, el nitrógeno amoniacal resultó tener una concentración menor a la obtenida en la temporada de lluvia con una disminución del 44.79% (De 0.267 mg/l a 0.148 mg/l).

Los datos descritos en el párrafo de arriba se relacionan con el ciclo del nitrógeno; ciertas especies vegetales son capaces de asimilar el nitrógeno en forma de nitratos (NO_3^-) o amonio (NH_4^+), aunque la mayoría de ellas lo prefiere en forma de nitratos (nitrificación) por la asociación que estas tienen con bacterias a nivel de la raíz. Este proceso se lleva a cabo en dos pasos; en el primero las bacterias transforman el amonio en nitritos, luego otras bacterias como *Nitrobacter*, oxidan el nitrito en nitrato (CICEANA, 2018).

El nitrógeno producido por los desechos de los seres vivos en forma de urea por la orina o por los organismos muertos, es transformado por bacterias en el agua y el suelo en forma de amonio (NH_4^+), compuesto que rápidamente cambia su conformación a nitratos (CICEANA, 2018). Es por esta razón que en la temporada de estiaje, los compuestos nitrogenados en forma de amonio producidos por materia orgánica, son acumulados en los cuerpos de agua y rápidamente asimilados por las plantas que ahí crecen después del proceso de nitrificación (pasando primero por nitritos y posteriormente convirtiéndose nitratos), reflejándose a simple vista en el crecimiento de la cobertura vegetal, que por si fuera poco es muy parecida para los ocho cuerpos de agua permanentes estudiados (Cuadro. 1); requerimientos esenciales para que *L. spectabilis* lleve a cabo su ciclo de vida (Ramírez-Bautista *et al.*, 2010). Por esta razón, el análisis de los compuestos nitrogenados arroja menores concentraciones de nitrógeno amoniacal y un aumento considerable de nitratos y nitritos (Fig. 6 y 9).

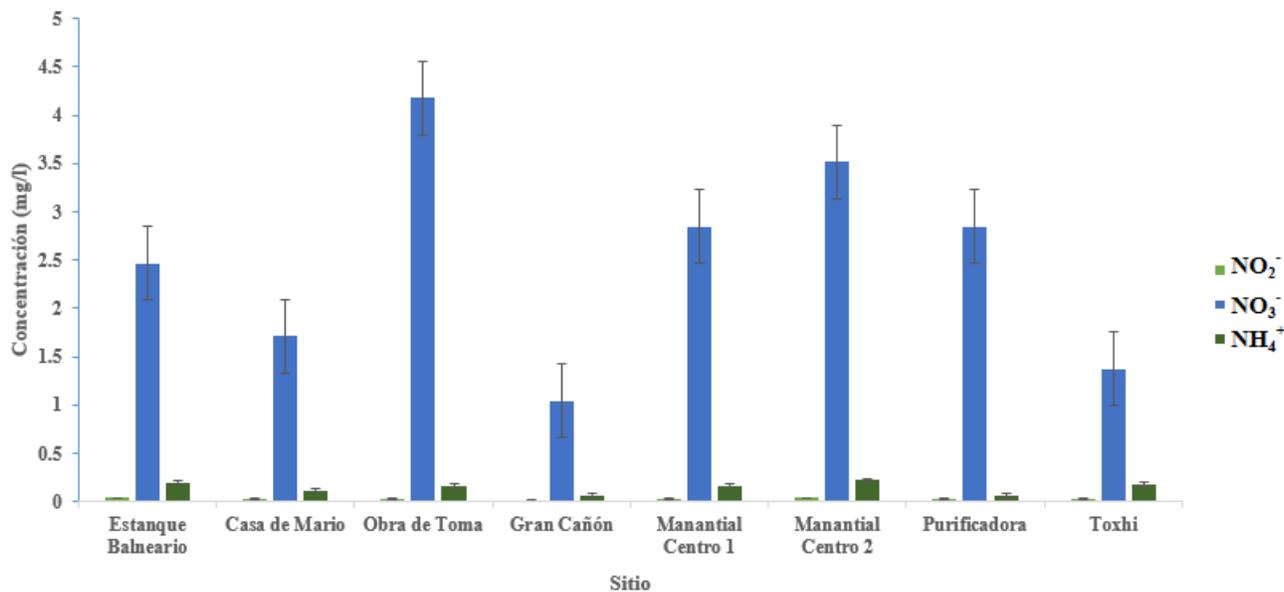


Figura 9. Concentración de nitritos NO₂⁻, nitratos NO₃⁻ y nitrógeno amoniacal NH₄⁺ en mg/l de ocho cuerpos de agua analizados durante la temporada de estiaje en la comunidad “El Alberto”.

- Ortofosfatos PO₄³⁻

Al igual que los compuestos nitrogenados, los ortofosfatos elevaron sus concentraciones en un 427.22% (De 1.331 mg/l a 5.688 mg/l) al hacer un promedio entre todos los sitios de ambas temporadas (Fig. 7 y 10). Los ortofosfatos solubles en agua, son empleados por las plantas como la fracción útil (biodisponible), por esta razón es considerado un nutriente esencial. Las aguas residuales (brutas o tratadas) de las industrias, casas y drenajes agrícolas, son acarreadas (como es el caso del río Tula) y depositadas en cuerpos de agua tanto superficiales como profundos (Chams y Caselles-Osorio, 2016; CICEANA, 2018), donde se acumulan al no ser lavadas por las lluvias. Al acumularse los ortofosfatos, estimulan el crecimiento de micro o macrorrganismos acuáticos fotosintéticos; efecto observado en la cobertura vegetal de todos los manantiales del presente trabajo (Chams y Caselles-Osorio, 2016; CICEANA, 2018).

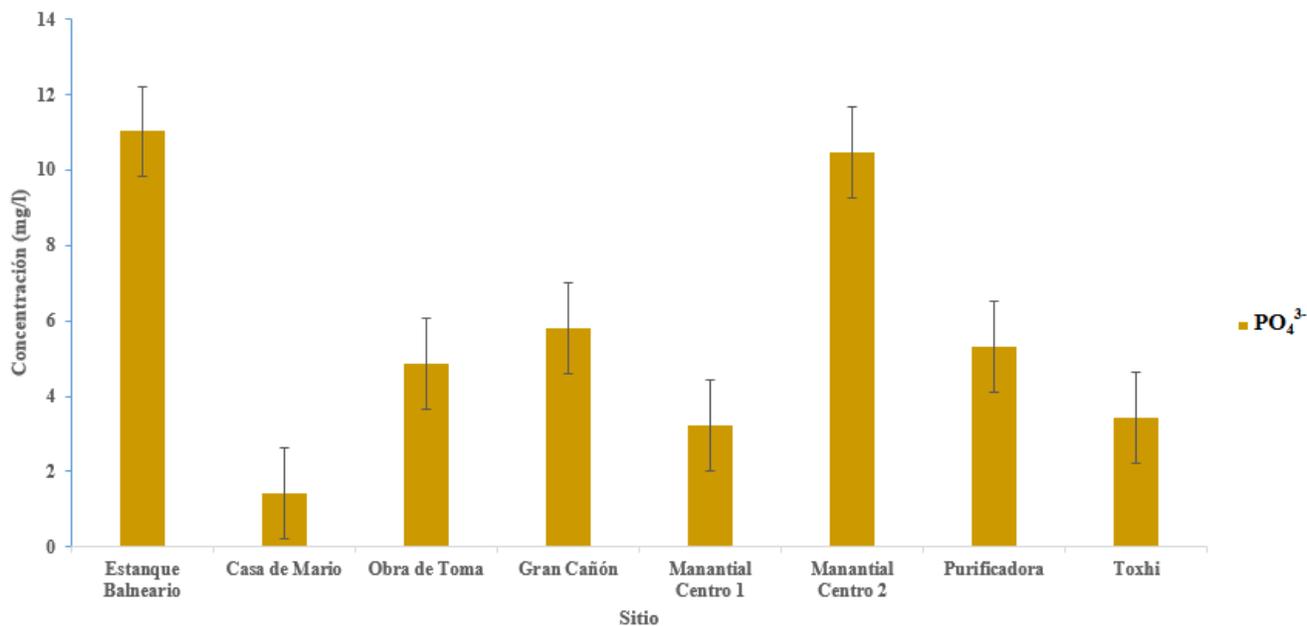


Figura 10. Concentración de ortofosfatos PO_4^{3-} en mg/l de ocho cuerpos de agua analizados durante la temporada de estiaje en la comunidad “El Alberto”.

- Sulfatos SO_4^{2-}

El promedio de las concentraciones de sulfatos durante la temporada de estiaje demuestra que son el segundo nutriente que tuvo el mayor aumento después del nitrato, con 742.28% (De 136.143 mg/l a 1010.563 mg/l). Por si fuera poco, la Norma Oficial Mexicana 127 (NOM-127-SSA-1994) establece límites permisibles para este compuesto de 400 mg/l, rebasándose abruptamente en todos los sitios muestreados en un promedio de 610.563 mg/l, es decir, el 152.64% (Fig. 11). El ión sulfato es la forma oxidada estable del azufre, siendo muy soluble en agua. Sin embargo, los sulfatos de plomo, bario y estroncio son insolubles. El sulfato disuelto puede ser reducido a sulfito y volatilizado a la atmósfera como H_2S , precipitado como sales insolubles o incorporado a organismos vivos. Los sulfatos sirven como fuente de oxígeno a las bacterias, en condiciones anaeróbicas, convirtiéndose en sulfuro de hidrógeno (Severiche y González, 2012). La presencia del olor característico del sulfuro de hidrógeno en los manantiales demuestra la acción de bacterias anaerobias. Sin embargo, en cada sitio encontramos a *L. spectabilis* llevando a cabo su ciclo de vida completo al observar ejemplares adultos, juveniles y metamórficos en ambas temporadas, así como otros herpetozoos que conforman la cadena trófica. Los efectos negativos de los sulfatos en el agua no se pueden apreciar a simple vista en los vertebrados que se describen en este trabajo,

inclusive no podríamos saber si existen, lo que si podemos dilucidar, es el efecto en cadena ocasionado por la acumulación de nutrientes en cada uno de los microhábitats que les otorga características únicas, moldeando el ensamble de las cadenas tróficas.

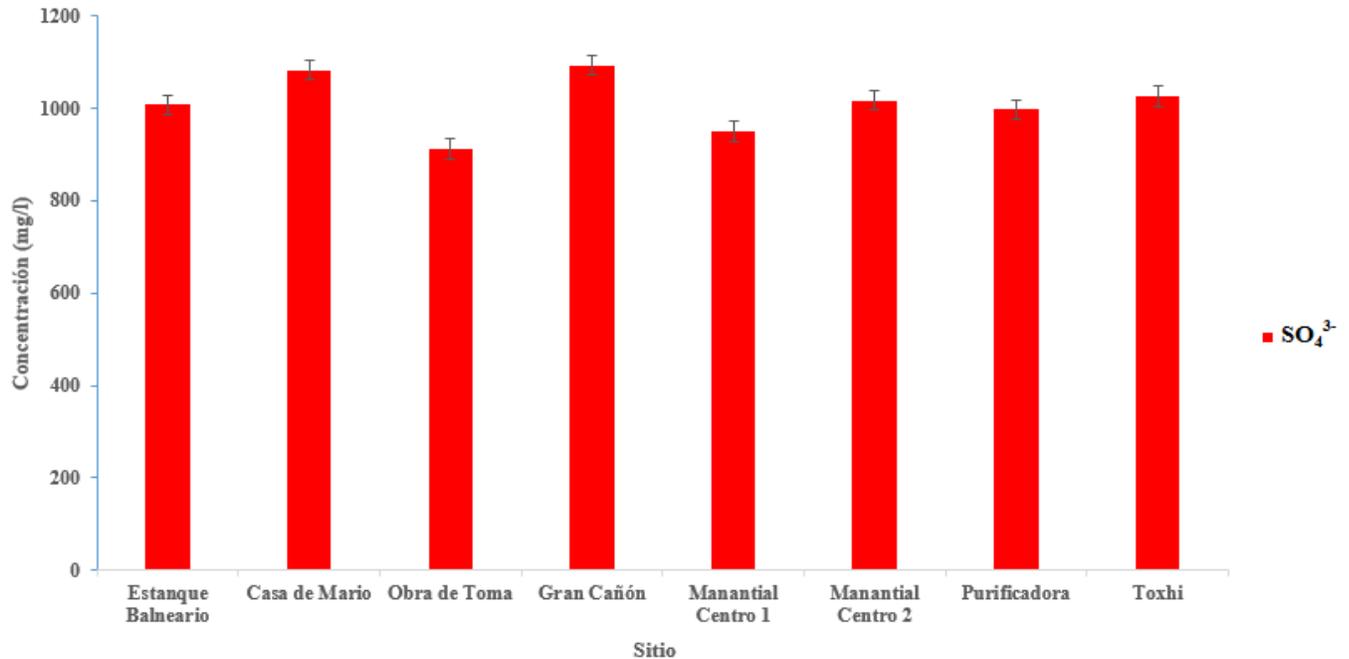


Figura 11. Concentración de sulfatos SO_4^{3-} en mg/l de ocho cuerpos de agua analizados durante la temporada de estiaje en la comunidad “El Alberto”.

8.3 Comparación de sitios por registros de temperatura

Con los datos de temperatura recopilados durante ambas temporadas de ocho de los once manantiales (Casa de Mario, Estanque Balneario, Gran Cañón, Huanthe, Obra de Toma, Poza El Camino, Presita y Toxhi) y al hacer el ANOVA de comparación de una vía, los resultados obtenidos para todos los meses al ser comparados entre un mismo sitio y los demás, fueron significativamente diferentes ($P < 0.05$), esto significa que la temperatura de cada cuerpo de agua es diferente de los demás e inclusive difieren entre meses y por ende entre temporadas del año. Ahora bien, esta sección se enfocará únicamente en los anuros, por ser los vertebrados que tienen una estrecha dependencia al agua para cumplir su ciclo de vida e inclusive, que pasan la mayor parte del tiempo en ella como es el caso de *L. spectabilis*.

El hecho de ser la temperatura tan heterogénea, no permite agrupar los sitios donde se encuentran las mismas especies de anuros como una posible explicación al hecho de que ninguna de ellas se traslapan en un mismo lugar, es decir, se esperaría que Gran Cañón, Obra de Toma, Manantial Centro 1 y 2, Purificadora, Casa de Mario, Estanque Balneario y Toxhi con presencia de *L. spectabilis* no fueran significativamente diferentes entre sí, al igual que Huanthe y Presita con *D. arenicolor*; pero que si lo fueran respecto a Poza El Camino con presencia de *S. multiplicata*, sin embargo, eso no sucede. Por lo que la explicación de la presencia/ausencia de cada una de estas especies tiene que ver más con las estrategias de supervivencia y adaptaciones con las que cuentan.

Los anuros semiacuáticos como los del género *Lithobates* tienen la cabeza puntiaguda, cuerpo hidrodinámico, extremidades posteriores muy largas con dígitos largos palmeados, piel lisa que facilita el intercambio de gases y que incluye glándulas mucosas como protección para la piel ante la desecación y cambios bruscos de temperatura; por su parte los anuros que pasan la mayoría del tiempo fuera del agua y que son arborícolas como las especies del género *Agalychnis* y de la familia Hylidae, exhiben cuerpos planos y extremidades posteriores más largas con puntas de los dígitos extendidas, lo que les permite ocultarse en oquedades cuando la temperatura es desfavorable; o bien, los anuros de los géneros *Rhinophrynus*, *Scaphiopus* y *Spea* que viven en climas áridos o muy estacionales son cavadores pequeños, presentan hocicos curvos, cabezas anchas, cuerpos globulares y extremidades cortas y robustas con dígitos no palmeados (Halliday y Adler, 2007; AmphibiaWeb, 2013).

Tomando en cuenta las adaptaciones mencionadas en el párrafo de arriba, se puede vislumbrar que *L. spectabilis* es capaz de sobrevivir en estos sitios por: 1) ser cuerpos de agua permanentes (indispensables para esta especie semiacuática) y 2) tener piel lisa y mucosa que le permite resistir temperaturas que oscilan de los 4°C durante la madrugada y primeras horas de la mañana, hasta los 26°C a medio día; *D. arenicolor*, al pertenecer a la familia Hylidae tiene discos digitales como ventosas que les ayudan a trepar por las rocas que resguardan a Huanthe y Presita, donde se ocultan en grietas cuando la temperatura llega a alcanzar los 30°C; Poza El Camino es un cuerpo de agua estacional donde la única vez que se puede ver a *S. multiplicata* es en temporada de lluvia un par de semanas, cuando el sitio se inunda y las ranas salen a reproducirse irrumpiendo la calma con su estruendoso canto. Cuando el agua se evapora, se ocultan bajo tierra con ayuda de los tubérculos queratinosos de sus anchas patas traseras hasta la próxima temporada.

Por las razones antes mencionadas y enfatizando la presencia/ausencia de anuros, podemos aseverar que esta depende, en primer lugar de sus adaptaciones fisiológicas y en segundo, del pulso hidráulico y como se presenta. A continuación, se enlistan las propiedades más sobresalientes:

- Cuerpo de agua permanente o de temporada.
- Cuerpo de agua natural o de origen antropogénico (manantial natural, manantial e infraestructura y canales de riego de agua de río o negra).
- Masa crítica hidráulica (masa de agua en charcas o en gran cantidad).
- Origen de manto freático alto.
- Flujo hidráulico continuo o semicontinuo.

8.4 Análisis de componentes principales (ACP)

Al igual que en la sección de “Comparación de sitios por registro de temperatura”, el análisis únicamente aborda los componentes principales (ACP) relacionados a anuros, por su dependencia directa con el agua.

Este análisis indica que el 61.59% de las variables sometidas a evaluación, se explican de mejor manera con la presencia de nitritos, nitratos, ortofosfatos y sulfatos en Manantial Centro 1 y 2, Purificadora, Toxhi, Estanque Balneario y Obra de Toma (Fig. 12); teniendo en común a la especie *L. spectabilis* (Cuadro 3).

Lo anteriormente mencionado brinda un acercamiento más sólido a la idea de que los compuestos nitrogenados como los nitritos y nitratos, así como los ortofosfatos y sulfatos, pueden llegar a ser nutrientes limitantes para muchas especies vegetales, que al aumentar en concentración podrían favorecer procesos de eutrofización y un desequilibrio marcado en el sistema donde actúan (Cordero *et al.*, 1979; Camargo y Alonso, 2007; Severiche y González, 2012; CICEANA, 2018). De esta manera, se estructura la cadena trófica, a partir de la disponibilidad de productores primarios, de los cuales las demás especies animales aprovechan como alimento y algunas otras (muchas especies de anuros) como refugio ante las cambiantes condiciones ambientales. En el caso específico de *L. spectabilis*, y con base en los resultados previamente discutidos, la diversidad vegetal genera un nicho adecuado para esta especie, que desempeña una función como presa para vertebrados superiores y depredador para invertebrados y pequeños mamíferos en estanques permanentes (Ramírez-Pérez, 2008).

Es importante tener en mente que el ACP es un estadístico únicamente inductivo que ayuda a reducir el número de variables que puedan estar ligadas para posteriormente realizar un análisis más robusto, sin embargo, esta tesis hace el primer acercamiento de las posibles causas de la distribución de los anuros como los organismos que estuvieron presentes durante todo el año en diez de los once manantiales muestreados (a excepción de Poza El Camino con presencia de *S. multiplicata*), basado en la acumulación de nutrientes de origen antrópico, favoreciendo el aumento en la vegetación y estableciéndose un microhábitat único con presencia de especies que mantienen su equilibrio (Cuadro 1, 3 y 4), aunado a las adaptaciones fisiológicas con las que cuenta cada una de ellas para sobrevivir a condiciones ambientales sumamente cambiantes, propias del matorral xerófilo como tipo de vegetación predominante en el Valle del Mezquital.

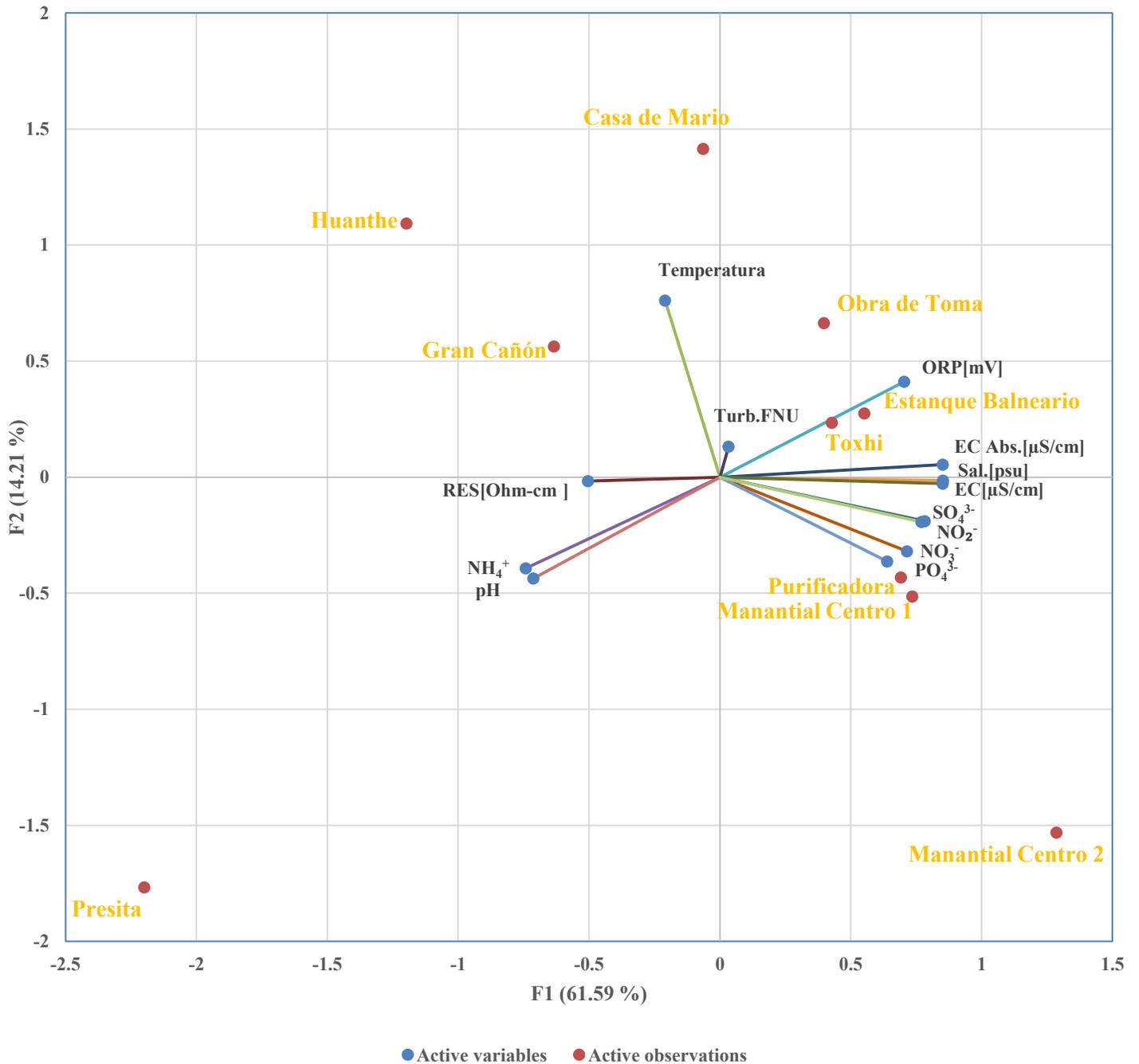


Figura 12. Biplot de representación simultánea con una tendencia del 75% de las variables temperatura, turbidez, conductividad, pH, salinidad, NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ , PO_4^{3-} , SO_4^{3-} y los sitios Casa de Mario, Obra de Toma, Estanque Balneario, Presita, Manantial Centro 1 y 2, Toxhi, Purificadora, Huanthe y Gran Cañón.

8.5 Divulgación y vinculación de la comunidad “El Alberto” con la herpetofauna local

Uno de los principales problemas que enfrenta la herpetofauna mexicana en la actualidad es la falta de cambios culturales positivos para la conservación. La falta de conocimiento, ha generado históricamente una percepción aversiva generalizada a estas criaturas en la mayoría de los sectores de la población.

Como en la mayor parte de las culturas occidentalizadas, un factor socio-cultural negativo que se puede apreciar en la comunidad “El Alberto”, es la idea planteada por Flores-Villela (1993a), donde dice que la herpetofauna se ha visto afectada por la religión, ya que históricamente, en la Biblia se menciona que el pecado fue originado en Adán y Eva por una serpiente, por lo que, todo ser que se arrastra es una representación del mal y por lo tanto se le debe destruir. Así que, en varias regiones del estado de Hidalgo, al considerar esta creencia, especies de lagartijas, salamandras y sobre todo serpientes son eliminadas en cuanto se les encuentra, sin considerar su beneficio como controladores biológicos en los ecosistemas, retenedores de enfermedades transmitidas por terceras especies, dispersores de nutrientes, indicadores de la salud del ambiente, elementos indispensables de la función red trófica-movimiento de la biomasa y por tanto, en su importancia económica al controlar plagas y el flujo energético ambiental del sector agrícola.

Por todas estas consideraciones, la tarea principal consistió en darle un enfoque social a este trabajo, con la finalidad de poder transmitir a los pobladores, principalmente a los niños, la importancia que los anfibios y reptiles tienen para el buen funcionamiento del ecosistema y las ventajas que otorgan al hombre al estar presentes. Para ello, se impartieron actividades de taller en dos eventos de divulgación de la ciencia que involucraron a la comunidad y que se describirán a continuación:

- 5to. Coloquio Sobre Riqueza Natural y Sociedad: Los Hñähñu del Valle del Mezquital. El evento se llevó a cabo del día 15 al 17 de febrero de 2017 en la Dirección General de Divulgación de la Ciencia de la UNAM, un foro muy importante para la comunicación de la ciencia al cual asistieron niños de escolaridad primaria y secundaria de comunidades del Valle del Mezquital y “El Alberto”. El taller se apoyó de ejemplares disecados y vivos de anfibios y reptiles facilitados por la Biól. Mónica Salmerón Estrada, responsable del Herpetario de la Facultad de Ciencias, UNAM. Se les brindó una plática de divulgación de todos los beneficios que estos seres vivos otorgan al ambiente que los rodea y la importancia de conservarlos.

- **KERMÉS DE LA CIENCIA Y DE LA CULTURA.** Este evento fue organizado por el Taller de Procesos de la Biósfera, Sustentabilidad y Sociedad, de la Facultad de Ciencias de la UNAM el día 18 de junio de 2017 con sede en “El Alberto”. El objetivo fue dar a conocer a pobladores y dirigentes de la comunidad el trabajo que se ha desarrollado en los últimos años. En esta ocasión el taller ofreció pláticas de divulgación y concientización sobre la importancia de la conservación de la herpetofauna mexicana con el apoyo del Herpetario de la Facultad de Ciencias, quienes brindaron material didáctico y algunos ejemplares vivos de la colección (Fig. 13)



Figura 13. Pláticas de divulgación y concientización sobre la conservación de la herpetofauna mexicana en “El Alberto”, Ixmiquilpan, Hidalgo.

De manera indirecta, el trabajo de campo que se realizó para conocer la herpetofauna de esta comunidad, permitió una relación vinculante con sus habitantes, pero aún más con los niños, ya que se puede ver en sus rostros el deseo de aprender y su curiosidad por el entorno que los rodea, que en su mayoría de las veces es tergiversado por el desconocimiento y cosmovisiones compartidas de un

legado de muchas décadas. Una oportunidad de cambiar la actitud de los habitantes de “El Alberto” con las poblaciones de herpetofauna, particularmente serpientes y ranas, es el conocimiento y el apelar a su ancestral relación con su entorno ecológico. Bien conocido es que la antigua cosmovisión de los pueblos originarios de México, era la de una relación mágico-religiosa, lo cual significa, una relación más incluyente y respetuosa con otros seres vivos en la vida cotidiana de los nativos mesoamericanos. Casi siempre una concepción opuesta a la actual visión occidental. Por ello, es nuestro deber como biólogos y amantes de la naturaleza y la ciencia, romper con esos lastres por el bien de las nuevas generaciones y el futuro de la ciencia en nuestro país en un marco de sustentabilidad (García-López *et al.*, 2017).



Figura 14. Niños de la comunidad “El Alberto” sosteniendo un ejemplar de *Leptodeira septentrionalis* (culebra ojos de gato).

9. Conclusiones

Este trabajo es el primer esfuerzo realizado para dar a conocer la herpetofauna de la comunidad Hñähñu, “El Alberto” en el municipio de Ixmiquilpan, Hidalgo. Se describieron dieciséis especies en cuatro órdenes, doce familias y dieciséis géneros en un área aproximada de 25 km², de las cuales cuatro son nuevos registros para el municipio (*L. septentrionalis*, *T. rubra*, *S. triaspis* y *K. integrum*), aumentando así el número de especies descritas por Fernández-Badillo y Goyenechea-Mayer (2010) de treinta y siete a cuarenta y uno.

Los microhábitats analizados como áreas de diversidad de anfibios y reptiles, tienen una conformación única en cuanto a pulso hidráulico, temperatura, presencia de especies vegetales, origen (natural o artificial) y cercanía con el río Tula, que los hacen propicios para que las especies puedan llevar a cabo sus ciclos de vida, gracias a las adaptaciones fisiológicas que poseen (como el caso de los anfibios y su estrecha dependencia al agua), estableciéndose una cadena trófica en cada cuerpo de agua tan peculiar, que fuimos capaces de hallar a presas y depredadores naturales que mantienen el equilibrio del ecosistema.

Por último y para promover el buen manejo y transmisión de la información científica, se implementaron las pláticas informativas para los niños, jóvenes y adultos de la comunidad, captando su atención e interés por conocer cada vez más sobre las especies de serpientes, lagartijas, tortugas y ranas que forman parte del entorno que los rodea, siendo para mí una de las más gratas experiencias como biólogo.

10. Literatura citada

- Alonso A. y J. A. Camargo. 2003. Short-term toxicity of ammonia, nitrite, and nitrate to the aquatic snail *Potamopyrgus antipodarum* (Hydrobiidae, Mollusca). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 70: 1006-1012.
- Álvarez del Toro, M. 1982. Los reptiles de Chiapas. Tercera edición. Instituto de Historia Natural., Chiapas, México. 247 p.
- AmphibiaWeb. 2017. <<https://amphibiaweb.org>> University of California, Berkeley, CA, USA. Accessed 1 January 2018.
- Anderson, S., 1984. Aerography of North American fishes, amphibians, and reptiles. *American Museum Novitates* 2802, 1-6.
- Anderson, S., Marcus, L.F., 1992. Aerography of Australian Tetrapods. *Australian Journal of Zoology* 40, 627-651.
- Arriaga-Noguez, A. & A. Ramírez-Bautista. 2008. *A checklist of reptiles from the Parque Nacional Isla Contoy, México. Boletín de la Sociedad Herpetológica Mexicana. 16(2):36-40.*
- Arroyo, A. 2001. El valle del Mezquital. Una aproximación. Consejo Estatal para la Cultura y las Artes de Hidalgo del Gobierno del Estado de Hidalgo, Pachuca. 143 p.
- Badillo-Saldaña, L. M. 2013. Análisis de la herpetofauna en zonas conservadas y perturbadas de bosque tropical y bosque mesófilo en Tepehuacán de Guerrero, Hidalgo, México. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. 188p.
- Berger, L., R. Speare, P. Daszak, D. E. Green, A. A. Cunningham, C. L. Goggin, R. Slocombe, M. A. Ragan, A. D. Hyatt, K. R. McDonald, H. B. Hines, K. R. Lips, G. Marantelli, y H. Parkes. 1998. Chytridiomycosis causes amphibian mortality associated with population declines in the rain forests of Australia and Central America. *Proceedings of the National Academy of Sciences, USA*, 95: 9031-9036.
- Bernal, V. 2014. Respuesta de los ensamblajes de anfibios y reptiles a los cambios en la cobertura del suelo, en localidades del departamento del Cesar, Colombia. Tesis de Maestría. Universidad Nacional de Colombia. Sede Bogotá- Colombia.
- Berriozabal-Islas, C. S. 2012. Riqueza y diversidad herpetofaunística del bosque tropical, cafetales y potreros del municipio de Huehuetla, Hidalgo, México. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. 148 p.

- Bhagawart, R. 2011. Application of remote sensing and GIS, Land use/land cover change in Kathmandu metropolitan city, Nepal. *Journal of Theoretical and Applied Information Technology* 23: 80-86.
- Bicho, R.C., Amaral, M.J., Faustino, A.M.R., Power, D.M., Rêma, A., Carretero, M.A., Soares, A.M.V.M. & Mann, R.M. 2013. Thyroid disruption in the lizard *Podarcis bocagei* exposed to a mixture of herbicides: a field study. *Ecotoxicology*, 22: 156-165.
- BirdLife International, State of the World's Birds: Indicators for our Changing World (BirdLife International, Cambridge, 2004).
- Bishop, C.A., Ng, P., Pettit, K.E., Kennedy, S.W., Stegeman, J.J., Norstrom, R.J. & Brooks, R.J. 1998. Environmental contamination and developmental abnormalities in eggs and hatchlings of the common snapping turtle (*Chelydra serpentina*) from the Great Lakes-St. Lawrence River basin (1989-1991). *Environmental Pollution*, 101: 143-156.
- Blaustein, A. R. 1994. Chicken Little or Nero's fiddle? A perspective on declining amphibian populations. *Herpetologica*, 50: 85-97.
- Blaustein, A. R. y D. B. Wake. 1995. The puzzle of declining amphibian populations. *Scientific American*, 272: 52-57.
- Blaustein, A. R. y P. T. J. Johnson. 2003. The complexity of deformed amphibians. *Frontiers in Ecology and Environment*, 1: 87-94.
- Blaustein, A. R., D. B. Wake y W. Sousa. 1994. Amphibian declines: judging the stability, persistence, and susceptibility of local populations to local and global extinction. *Conservation Biology*, 8: 60-71.
- Böhm, M., Collen, B., Baillie, J. E., Bowles, P., Chanson, J., Cox, N., & Rhodin, A. G. 2013. The conservation status of the world's reptiles. *Biological Conservation*, 157, 372-385.
- Bollinger, T. K., J. Mao, D. Schock, R. M. Brigham, y V. G. Chinchar. 1999. Pathology, isolation and preliminary molecular characterization of a novel iridovirus from tiger salamanders in Saskatchewan. *Journal of Wildlife Diseases*, 35: 413-429.
- Bosch, J. 2003. Nuevas amenazas para los anfibios: enfermedades emergentes. *Munibe*, 16, 56-73.
- Boyer R. y C. Grue. 1995. The need for water quality for frogs. *Environmental Health Perspectives* 103: 352-357.

- Buhlmann, K. A. 1995. Habitat use, terrestrial movements, and conservation of the turtle *Deirochelys reticulariain* Virginia. *Journal of Herpetology* 29: 173-181.
- Burke, V. J., y J. W. Gibbons. 1995. Terrestrial buffer zones and wetland conservation: a case study of freshwater turtles in a Carolina bay. *Conservation Biology* 9:1365-1369.
- Burrowes, P. A., Joglar, R. L., & Green, D. E. (2004). Potential causes for amphibian declines in Puerto Rico. *Herpetologica*, 60(2), 141-154.
- Bury, R. B., y P. S. Corn. 1988. Douglas-fir forests in the Oregon and Washington Cascades: relation of the herpetofauna to stand age and moisture, pp. 11-22. Management of amphibians, reptiles, and small mammals in North America. In: R. C. Szaro, K. E. Severson, and D. R. Patton (Tech. Coordinators). General Technical Report RM-166. USDA, Forest service, Fort Collins, Colorado.
- Camargo J. A. y A. Alonso. 2007. Contaminación por nitrógeno inorgánico en los ecosistemas acuáticos; problemas medioambientales, criterios de calidad del agua, e implicaciones del cambio climático. *Ecosistemas* 16: 98-110.
- Camargo, J. A., A. Alonso, y A. Salamanca. 2005. Nitrate toxicity to aquatic animals: a review with new data for freshwater invertebrates. *Chemosphere* 58: 1255-1267
- Campbell, J. A. 1999. Distribution patterns of amphibians in middle America. In. Duellman, W. E. (ed.). Patterns of distributions of amphibians: a global perspective. Johns Hopkins University Press. Baltimore, USA. 1-30 p.
- Campbell, J. A., y W. W. Lamar. 2004. The venomous reptiles of the western hemisphere. Vol. II. Cosmotoc Publishing Associates y Cornell University Press, Ithaca, New York, U.S.A. 870 p
- Campbell, H. W., y Christman, S. P. 1982. The herpetological components of Florida sandhill and sand pine scrub associations. *Herpetological Communities*, 13, 163-71.
- Campbell, K., Campbell, T. 2002. A logical starting for developing priorities for lizard and snake ecotoxicology: A review of available data. *Environmental Toxicology and chemistry*, 21(5), p.894-901. Doi: 10.1002/etc.5620210502.
- Canseco-Márquez, L., y M. G. Gutiérrez-Mayén. 2006. Guía de campo de los anfibios y reptiles del Valle de Zapotitlán, Puebla. Sociedad Herpetológica Mexicana, A.C. y Escuela de Biología, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. 78 p.
- Canseco-Márquez, l., y M. G. Gutiérrez-Mayén. 2010. Anfibios y reptiles del Valle de Tehuacán Cuicatlán. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Fundación para

- la Reserva de la Biosfera Cuicatlán, A. C. y Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. 302 p.
- Canseco-Márquez, I., F. Mendoza-Quijano, and M. G. Gutiérrez-Mayén. 2004. Análisis de la distribución de la herpetofauna. Pp. 417-438. In Luna-Vega., I., J. J. Morrone, and D. Esparza (Eds.). Biodiversidad de la Sierra Madre Oriental y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Carey C. 1993. Hypothesis concerning the disappearance of boreal toads from the mountains of Colorado. *Conserv Biol* 7:355-362
- Carey, C., & Bryant, C. J. 1995. Possible interrelations among environmental toxicants, amphibian development, and decline of amphibian populations. *Environmental Health Perspectives*, 103(Suppl 4), 13.
- Carvajal-Cogollo J. 2014. Evaluación a múltiples escalas de los efectos de la transformación del paisaje sobre los ensamblajes de Reptiles en Localidades de la Región Caribe Colombiana. Tesis de Doctorado. Departamento de Biología, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional de Colombia. Colombia-Bogotá.
- Castro-Franco, R., y M. A. Bustos-Zagal. 2006. Herpetofauna de las Áreas Naturales Protegidas corredor Biológico Chichinautzin y la Sierra de Huautla, Morelos, México. Universidad Autónoma del Estado de Morelos. *Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad*. 109 p.
- CDI- Comisión Nacional para el Desarrollo de los Pueblos Indígenas. 2013. Catálogo de pueblos y comunidades indígenas
- Ceballos, G. 1999. Áreas prioritarias para la conservación de los mamíferos de México. *Biodiversitas* 27: 1-8.
- Challenger, A., y R. Dirzo. 2009. Factores de cambio y estado de la biodiversidad. Cap. I. Pp. 37-73. En: Capital natural de México, vol. II: Estado de conservación y tendencias de Cambio. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México.
- Chams, J. C., & Caselles-Osorio, A. 2016. Eficiencia de eliminación de contaminantes del agua residual doméstica con humedales construidos experimentales plantados con *Cyperus ligularis* (Cyperaceae) y *Echinochloa colonum* (Poaceae). *Tecnología y ciencias del agua*, 7(6), 93-103.

- Chapin III, F. S., E. S. Zavaleta, V. T. Eviner, R. L. Naylor, P. M. Vitousek, H. L. Reynolds II, D. U. Hooper, S. Lavorel, O. E. Sala, S. E. Hobbie, M. C. Mack y S. Díaz. 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature* 405: 234-242.
- CICEANA. 2018. Centro de Información y Comunicación Ambiental de Norte América, A. C. (www.ciceana.org.mx). Consultado el 4 de enero de 2018.
- Clark, H. F., J. C. Brennan, R. F. Zeigel, y Karzon. 1968. Isolation and characterization of viruses from the kidneys of *Rana pipiens* with renal adenocarcinoma before and after passage in red eft (*Triturus viridescens*). *Journal of Virology*, 2: 629-640.
- Collins, J. y A. Storfer. 2003. Global amphibian declines: sorting the hypotheses. *Diversity and Distributions* 9:89-98.
- CONANP-Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. 2004. Áreas naturales protegidas de México: proyección internacional. México.
- Cordero, A., Chacon, B., & Rodríguez, A. 1979. Contaminación del río Bermúdez, Alajuela. *Agronomía Costarricense*, 3(1), 9.
- Cox, N.A., Temple, H.J., 2009. European Red List of Reptiles. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- Cruz-Elizalde, R., y A. Ramírez-Bautista. 2012. Diversidad de reptiles en tres tipos de vegetación del Estado de Hidalgo, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 83: 458-467.
- Cunningham, A. A., T. E. S. Langton, P. M. Bennett, J. F. Lewin, S. E. N. Drury, R. E. Gough, y S. K. Macgregor. 1996. Pathological and microbiological findings from incidents of unusual mortality of the common frog (*Rana temporaria*). *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, B Biological Sciences*, 351: 1539-1557.
- Czechura, G. V., & Ingram, G. J. 1990. Taudactylus diurnus and the case of the disappearing frogs. *Memoirs of the Queensland Museum*, 29(2), 361-365.
- Daszak, P., A. Cunningham y A. D. Hyatt. 2003. Infectious disease and amphibian population declines. *Diversity and Distributions* 9:141-150.
- Daszak, P., L. Berger, A. A. Cunningham, A. D. Hyatt, D. E. Green y R. Speare. 1999. Emerging infectious diseases and amphibian populations declines. www.medscape.com/govmt/CDC/EID/1999/Vo5no6.01.dasz-01.html. Consultado el 15 de octubre de 2017

- Degitz, S. J., P. A. Kosian, E. A. Makynen, K. M. Jensen, y G. T. Ankley. 2000. Stage and species-specific development toxicity of all-trans retinoic acid in four native North American ranids and *Xenopus laevis*. *Toxicological Sciences*, 57: 264-274.
- DeMaynadier, P. G., y M. L. Hunter Jr. 1995. The relationship between forest management and amphibian ecology: a review of the North American literatura. *Environmental Reviews* 3: 230-261.
- Dinerstein, E., D. Olson., J. Atchley., C. Loucks., S. Contreras-Balderas., R. Abell., E. Iñigo., E. Enkerlin., C. E. Williams, y G. Castilleja. 2000. Ecoregion-based conservation in the Chihuahuan Desert. WWF, CONABIO, TNC, PRONATURA, ITESM. Monterrey, Nuevo León, México.
- Dixon, J. R., y J. A. Lemos-Espinal. 2010. Anfibios y reptiles del Estado de Querétaro, México. Texas A & M University, Universidad Nacional Autónoma de México y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. 428 p. Dixon, J. R., R. K. Vaughan and I. D. Wilson. 2000. The Taxonomy of *Tantilla rubra* and Allied Taxa (Serpentes; Colubridae). *Southwestern Naturalist* 45: 141-153.
- Dorcas M. E., J. W. Gibbons, H. G. Dowling. 1998. *Seminatrix Cope*. Black swamp snake, pp 679.1-679.5. Catalogue of American Amphibians and Reptiles. St. Louis (MO). Society for the Study of Amphibians and Reptiles.
- Drost, C. A., & Fellers, G. M. 1996. Collapse of a regional frog fauna in the Yosemite area of the California Sierra Nevada, USA. *Conservation biology*, 10(2), 414-425. Drury, S. E. N., R. E. Gough, y A. A. Cunningham. 1995. Isolation of an iridovirus-like agent from common frogs (*Rana temporaria*). *Veterinary Record*, 137: 72-73
- Duellman, W. E. 1999. Global distribution of amphibians: patterns, conservation, and future challenges. In Duellman, W. E. (ed.) Patterns of distribution of amphibians. The Johns Hopkins University Press. Baltimore, USA. 111-210 p.
- Dupis, L. A., J. N. M. Smith, y F. Bunnell. 1995. Relation of terrestrial-breeding amphibian abundance to tree-stand age. *Conservation Biology* 9: 645-653.
- Egea-Serrano A., M. Tejedo y M. Torralva. 2009. Populational divergence in the impact of three nitrogenous compounds and their combination on larvae of the frog *Pelophylax perezi* (Seoane, 1885). *Chemosphere* 76: 869-877.
- Enciclovida. 2018. CONABIO. <http://www.enciclovida.mx/> (último acceso: enero, 2018)

- Fellers, G. M., D. E. Green, y J. E. Longcore. 2001. Oral chytridiomycosis in the mountain yellow-legged frog (*Rana muscosa*). *Copeia*, 2001: 945-953.
- Fernández-Badillo, L., & Goyenechea-Mayer Goyenechea, I. 2010. Anfibios y reptiles del Valle del Mezquital, Hidalgo, México. *Revista mexicana de biodiversidad*, 81(3), 705-712.
- Fitch, H. S. 1978. Sexual size differences in the genus *Sceloporus*. *The University of Kansas, Science Bulletin* 51: 441-461.
- Flores-Villela, O. 1993. Herpetofauna of Mexico: distribution and endemism. In Biological diversity of Mexico: origins and distributions, T. P. Ramamoorthy, R. Bye, A. Lot y J. Fa. (eds.). Oxford University Press, New York. p. 253-280.
- Flores-Villela, O. 1993a. Breve historia de la herpetología en Mézico, Elementos, *Benemérita Universidad Autónoma de Puebla* 18: 11-21.
- Flores-Villela, O., y P. Gerez. 1994. Biodiversidad y conservación en México; vertebrados, vegetación y uso del suelo. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, y Universidad nacional Autónoma de México. 439 p.
- Flores-Villela, O. y H. A. Pérez-Mendoza. 2006. Herpetofaunas estatales de México. In Inventarios herpetofaunísticos de México: avances en el conocimiento de su biodiversidad, A. Ramírez-Bautista, L. Canseco-Márquez y F. Mendoza-Quijano (eds.). Publicaciones de la Sociedad Herpetológica Mexicana. p. 327-346.
- Flores-Villela, O., y García-Vázquez, U. O. 2014. Biodiversidad de reptiles en México. *Revista mexicana de biodiversidad*, 85, 467-475.
- Fontúrbel Rada, F. 2005. Indicadores fisicoquímicos y biológicos del proceso de eutrofización del Lago Titikaka (Bolivia). *Ecología aplicada*, 4(1-2), 135-141.
- Fort, D. J., T. L. Propst, E. L. Stover, J. C. Helgen, R. B. Levey, K. Gallagher, y J. G. Burkhart. 1999. Effects of pond water, sediment, and sediment extracts from Minnesota and Vermont, USA, on early development and metamorphosis of *Xenopus*. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 18: 2305-2315.
- Franklin, J. F., T. A. Spies, R. V. Pelt, A. B. Carey, D. A. Thornburgh, D. R. Berg, D. B. Lindenmayer, M. E. Harmon, W. S. Keeton, D. C. Shaw, K. Bible, y J. Chen. 2002. Disturbances and structural development of natural forest ecosystems with silvicultural implications, using Douglas-firforests as an example. *Forest Ecology and Management* 155: 399-423.

- Frazer, N. B., J. L. Greene, y J. W. Gibbons. 1993. Temporal variation in growth rate and age at maturity of male painted turtles, *Chysemys picta*. *American Midlands Naturalist* 130: 314-324.
- Fredericksen, N. J., y T. s. Fredericksen. 2002. Terrestrial wildlife responses to logging and fire in a Bolivian tropical humid forest. *Biodiversity and Conservation* 11: 27-38.
- Fredericksen, N. J., y T. S. Fredericksen. 2004. Impacts of selective logging on amphibians in a Bolivian tropical humid forest. *Forest Ecology and Management* 191: 275-282.
- Frías-Álvarez, P., J. J. Zúñiga-Vega y O. Flores-Villela. 2010. A general assessment of the conservation status and decline trends of Mexican amphibians. *Biodiversity and Conservation* 19:3699-3742.
- Frost, D. R. 2018. Amphibian Species of the World: an Online Reference. Version 6.0 (January 1, 2018). Electronic Database accessible at <http://research.amnh.org/herpetology/amphibia/index.html>. American Museum of Natural History, New York, USA.
- Frost, D. R., T. Grant, J. Faivovich, R. Bain, A. Haas, Lio, C. Haddad, R. De Sa', A. Channing, M. Wilkinson, S. Donnellan, C. Raxworthy, J. Campbell, B. Blotto, P. Moler, R. Drewes, R. Nussbaum, L. Lynch, D. Green, y W. C. Wheeler. 2006. The amphibian tree of life. *Bull. Am. Mus. Nat. Hist.* 297:1- 370 p.
- Foster M. S. 2012. Standard techniques for inventory and monitoring. In: R. W. McDiarmid, M. S. Foster, C. Guyer, J. W. Gibbons and N. Chernoff (eds.). Reptile biodiversity. University of California Press. Pp 205-271.
- García-Muñoz, E., Gilbert, J.D., Parra, G. & Guerrero, F. 2010. Wetlands classification for amphibian conservation in Mediterranean landscapes. *Biodiversity and Conservation*, 19: 901-911.
- García-López, R., Villegas, A., Pacheco-Coronel, N., y Gómez-Álvarez, G. 2017. Traditional use and perception of snakes by thee Nahuas from Cuetzalan del Progreso, Puebla, México. *Journal of ethnobiology and ethnomedicine*, 13(1), 6.
- Gascon, C., Collins, J. P., Moore, R. D., Church, D. R., McKay, J. E. y Mendelson, J. R. III (eds). 2007. Amphibian Conservation Action Plan. UICN/SSC Amphibian Specialist Group. Gland, Switzerland and Cambridge, UK. 64 pp.
- GBIF. 2018. <https://www.gbif.org/species/search> (Accessed January, 2018).

- Gibbons, J.W., Scott, D.E., Ryan, T.J., Buhlmann, T.D., Metts, B.S., Greene, J.L., Mills, T., Leiden, Y., Poppy, S., Winne, C.T., 2000. The global decline of reptiles, déjà vu amphibians. *BioScience* 50, 653–666.
- Goldingay, R., G. Daly, y F. Lemckert. 1996. Assessing the impacts of logging on reptiles and frogs in the montane forests of southern New South Wales. *Wildlife research* 23:495-510.
- Goorha, R. 1995. Family Iridoviridae. *Archives of Virology (Suppl.)*, 10: 85-99.
- Griffis-Kyle K. y M. Ritchie. 2007. Amphibian survival, growth and development in response to mineral nitrogen exposure and predator cues in the field; and experimental approach. *Oecologia* 152: 633-642.
- Grismer, L. L. 2002. Amphibians and reptiles of Baja California, including its Pacific Islands and the Islands in the Sea of Cortés. University of California Press. Berkeley. 399.
- Guerrero, F., Parra, G., Jiménez-Gómez, F., Castro, M.C., Jiménez-Melero, R., Galotti, A. & Ortega, F. 2005. Los ecosistemas acuáticos en el contexto de los agroecosistemas: el caso de la Comarca del Alto Guadalquivir. 377398. In: Anta, J.L., Palacios, J. & Guerrero, F. (eds.), La Cultura del Olivo: Ecología, Economía, Sociedad. Universidad de Jaén. Jaén.
- Gutiérrez Mayén, Ma. G., y J. Salazar Arenas. 2006. Herpetofauna de los municipios de Camocuautla, Zapotitlán de Méndez y Huitzilán de Serdán, de la Sierra Norte de Puebla. Pp. 197-223. En: Ramírez-Bautista, A., L. Canseco-Márquez, y F. Mendoza-Quijano (Eds.). 2006. Inventarios.
- Halliday, T. y K. Adler. 2002. Firefly Encyclopedia of Reptiles and Amphibians. Firefly Books, New York. 156 p.
- Halliday, T. y K. Adler. 2007. La gran enciclopedia de los anfibios y reptiles. Libsa, Madrid. 240 p.
- Hatch A. y A. Blaustein. 2000. Combined effects of UV-B, nitrate, and low pH reduce the survival and activity level of larval cascades frogs (*Rana cascadae*). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 39: 494-499.
- Hatch A. y A. Blaustein. 2003. Combined effects of UV-B radiation and nitrate fertilizer on larval amphibians. *Ecological Applications* 13: 1083-1093.
- Hayes, T.B., Case, P., Chui, S., Chung, D., Haeffele, C., Haston, K., Lee, M., Mai, V.P., Marjuoa, Y. & Tsui, M. 2006. Pesticide mixtures, endocrine disruption and amphibian declines: are we underestimating the impact? *Environmental Health Perspectives*, 114: 40-50.

- Hecnar S. J. 1995. Acute and chronic toxicity of ammonium nitrate fertilizer to amphibians from southern Ontario. *Environmental Toxicology and Chemistry* 14; 2131-2137.
- Hengstberger, S. G., A. D. Hyatt, R. Speare, y B. E. H. Coupar. 1993. Comparison of epizootic haematopoietic necrosis and Bohle iridoviruses, recently isolated Australian iridoviruses. *Diseases of Aquatic Organisms*, 15: 93-107.
- Hernández-Ibarra. X. G. 2005. Biodiversidad de la herpetofauna del municipio de Guadalcázar, San Luis Potosí, México. Tesis de licenciatura. Universidad Nacional Autónoma de México. 271 p.
- Hernández-Salinas, U. 2009. Estudio herpetofaunístico del estado de Hidalgo, México. Tesis de Maestría en Ciencias en Biodiversidad y Conservación. Centro de Investigaciones Biológicas, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. 200 p.
- Heyer, R., M. Donnelly, R. McDiarmid, L. Hayek y F. Mercedes. 2001. Medición y monitoreo de la diversidad biológica, métodos estandarizados para anfibios. Editorial Universitaria de la Patagonia, Argentina. 349 p.
- Hoffmann, M., Hilton-Taylor, C., Angulo, A., Böhm, M., Brooks, T.M., Butchart, S.H.M., Carpenter, K.E., Chanson, J., Collen, B., Cox, N.A., Darwall, W.R.T., Dulvy, N.K., Harrison, L.R., Katariya, V., Pollock, C.M., Quader, S., Richman, N.I., Rodrigues, A.S.L., Tognelli, M.F., Vié, J.-C., 2010. The impact and shortfall of conservation on the status of the world's vertebrates. *Science* 330, 1503–1509.
- Houlahan, J. E., C. S. Findlay, B. R. Schmidt, A. H. Meyer, y S. L. Kuzmin. 2000. *Nature*. 404, 752.
- INALI- Instituto Nacional de Lenguas Indígenas. 2008. CATÁLOGO de las Lenguas Indígenas Nacionales: Variantes Lingüísticas de México con sus autodenominaciones y referencias geoestadísticas Diario Oficial de la Federación. p 256
- INEGI, 1992. Síntesis geográfica del estado de Hidalgo, Secretaría de Programación y presupuesto, Aguascalientes, México.
- INEGI, 1998. Anuario estadístico del estado de Hidalgo, México, 1990, Aguascalientes, Aguascalientes. p 10-11.
- INEGI, 2005. Aspectos geográficos del estado de Hidalgo. Sistemas nacionales estadísticos y de información geográfica, México. Consultado en: <http://inegi.gob.mx/geo/defaulta.asp?e=13>. Último acceso 10 de noviembre de 2017.
- INEGI, 2010. Población total con estimación y por sexo. En *Censo de Población y Vivienda*.

- IUCN Species Survival Commission, Conservation International Center for Applied Biodiversity Science, NatureServe, IUCN Global Amphibian Assessment (<http://www.globalamphibians.org>) (2004).
- IUCN, 2011a. The IUCN Red List of Threatened Species 2011.2.
- IUCN–The World Conservation Union, 2003 *IUCN Red List of Threatened Species* (<http://www.redlist.org>) (2003).
- IUCN–The World Conservation Union, IUCN Red List Categories and Criteria (IUCN, Gland, Switzerland, 2001).
- Iverson, J. B., M. Le y C. Ingram. 2013. Molecular phylogenetics of the mud and musk turtle family Kinosternidae. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 69:929-939.
- Jancovich, J. K., E. W. Davidson, J. F. Morado, B. L. Jacobs, y J. P. Collins. 1997. Isolation of a lethal virus from the endangered tiger salamander *Ambystoma tigrinum stebbinsi*. *Diseases of Aquatic Organisms*, 31: 161-167.
- Janzen, F. J., y C. L. Morjan. 2001. Repeatability of microenvironment-specific nesting behaviour in a turtle with environmental sex determination. *Animal Behaviour* 62: 73-82.
- Jellinek, S., D. A. Driscoll, y J. B. Kirkpatrick. 2004. Environmental and vegetation variables have a greater influence than habitat fragmentation in structuring lizard communities in remnant urban bushland. *Austral Ecology* 29: 294-304.
- Jiménez, B. E. 2001. La contaminación ambiental en México. Editorial Limusa.
- Johansson M., K. Räsänen y J. Merilä. 2001. Comparison of nitrate tolerance between different populations of the common frog *Rana temporaria*. *Aquatic Toxicology* 54: 1-14.
- Johnson, M. L. y R. Speare. 2003. Survival of *Batrachochytrium dendrobatidis* in water: quarantine and disease control implications. *Emerging Infectious Diseases*, 9: 922-925.
- Johnson, P. T. J., K. B. Lunde, E. M. Thurman, E. G. Rirchie, S. N. Wray, D. R. Sutherland, J. M. Kapfer, T. J. Frest, J. Bowerman, y A. R. Blaustein. 2002. Parasite (*Ribeiroia ondatrae*) infection linked to amphibian malformations in the Western United States. *Ecological Monographs*, 72: 151-168.
- Jones, C. 2002. Reptiles and amphibians. En Handbook of ecological restoration (pp.355-375). Cambridge: Cambridge University Press. Doi: <https://doi.org/10.1017/CBO9780511549984.020>.

- Jones, K. B. 1981. Effects of grazing on lizard abundance and diversity in western Arizona. *The Southwestern Naturalist* 26: 107-115.
- Kagarise-Sherman, S. C., y M. L. Morton. 1993. *J. Herpetol.* 27, 186.
- Kahrilas, G. A., Blotevogel, J., Corrin, E. R., & Borch, T. 2016. Downhole transformation of the hydraulic fracturing fluid biocide glutaraldehyde: implications for flowback and produced water quality. *Environmental science & technology*, 50(20), 11414-11423.
- Kearney, M., Shine, R., Porter, W.P., 2009. The potential for behavioral thermoregulation to buffer “cold-blooded” animals against climate warming. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 106, 3835–3840.
- Keller, J.M., McClellan-Green, P.D., Kucklick, J.R., Keil, D.E. & Peden-Adams, M.M. 2006. Effects of organochlorine contaminants on loggerhead sea turtle immunity: comparison of a correlative field study and in vitro exposure experiments. *Environmental Health Perspectives*, 114: 70-76.
- Kiesecker, J. M. 2002. Synergism between trematode infection and pesticide exposure: a link to amphibian limb deformities in nature? *Proceedings of the National Academy of Sciences, USA*, 99: 9900-9904.
- Lara-Tufiño, J. D. 2014. Diversidad de la herpetofauna en áreas de bosques primarios, agroecosistemas y potreros de Pisaflores, Hidalgo, México. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. 167 p.
- Laurance, W. F., K.R. McDonald, y R. Speare. 1996. *Conserv. Biol.* 10, 406.
- Lavin-Murcio, P. A., y D. Lazcano. 2010. Geographic distribution and conservation of the herpetofauna of northern México. Pp. 274-301. En: Wilson, L. D., J. H. Townsend, y J. D. Johnson (Eds.). *Conservation of the Mesoamerican Amphibians and Reptiles*. Eagle Mountain Publ., L. C. Eagle Mountain, Utah, U.S.A.
- Lee, J. C. 1996. *The amphibians and reptiles of the Yucatán Peninsula*. Comstock Publishing Associates a división of Cornell University Press, U.S.A. 500 p.
- Lemos-Espinal, J. A., y H. M. Smith. 2007. *Anfibios y reptiles del Estado de Chihuahua, México*. Universidad Nacional Autónoma de México. University of Colorado at Boulder y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. 613p.
- Lemos-Espinal, J. A., y H. M. Smith. 2008. *Anfibios y reptiles del estado de Coahuila, México*. Universidad Nacional Autónoma de México y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. 550 p.

- Lima, A. P., F. I. O. Suárez, y N. Higuchi. 2001. The effects of selective logging on the lizards *Kentropyx calcarata*, *Amaeiva ameiva*, and *Mabuya nigropunctata*. *Amphibia-Reptilia* 2001: 1-8.
- Lips, K. R., J. D. Reeve, y L. R. Witters. 2003. Ecological traits predicting amphibian population declines in Central America. *Conservation Biology*, 17: 1078–1088.
- Lips, K. R., J. Diffendorfer, J. R. Mendelson III y M. W. Sears. 2008. Riding the wave: reconciling the roles of disease and climate change in amphibian declines. *PloS Biology* 6:441-454.
- Longcore, J. E., A. P. Pessier, y D. K. Nichols. 1999. *Batrachochytrium dendrobatidis* gen. et sp. nov., a chytrid pathogenic to amphibians. *Mycologia*, 91: 219-227.
- López, F. 2001. Evaluación y planeación ecológica del uso del suelo, en los municipios de Cardonal, Tasquillo y norte de Ixmiquilpan, Hidalgo. Tesis, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F. 208 p.
- Luiselly, L. y D. Capizzi. 1997. Influences of area, isolation and habitat features on distribution of snakes in Mediterranean fragmented woodlands. *Biodiversity and Conservation* 6: 1339-1351.
- Mac Nally, R., y G. Brown. 2001. Reptiles and hábitat fragmentation in the box-ironbark forests of central Victoria, Australia: predictions, compositional change and faunal nestedness. *Oecologia* 128: 116-125.
- Mao, J., D. E. Green, G. Fellers y V. G. Chinchar. 1999. Molecular characterization of iridoviruses isolated from sympatric amphibians and fish. *Virus Research*, 63: 45-52.
- Marco A. 2002. Contaminación global por nitrógeno y declive de anfibios. *Revista Española de Herpetología* 16: 5-17.
- Marco A., C. Quilchano y A. R. Blaustein. 1999. Sensitivity to nitrate and nitrite in pond-breeding amphibians from the Pacific Northwest, USA. *Environmental Toxicology and Chemistry* 18: 2836-2839.
- Martínez O., M. E. Pérez, E. Taucer & J. Rechberger. 2009. *Fauna vertebrada de San Cristóbal en el Altiplano sur de Bolivia. Kempffiana*. 5(1):28-55.
- Mendoza Almeralla C. 2009. Efectos en el desarrollo y supervivencia de embriones y larvas recién eclosionadas de *Ambystoma mexicanum* por exposición a diferentes concentraciones de nitrito, nitrato y amonio. Tesis de Maestría. Universidad Nacional Autónoma de México. 64 pp.

- Mendoza, G. L., V. E. Peña, I. M. Ramírez, J. L. Prieto, y L. Galicia. 2006. Projecting land-use change processes in the Sierra Norte of Oaxaca, México. *Applied Geography* 26: 276-290.
- Mendoza-Quijano, F., G. Quijano-Manilla, and R. F. Mendoza-Paz. 2006. Análisis fenético de la herpetofauna de los bosques mesófilos de montaña del estado de Hidalgo. Pp. 99-109. In Ramírez-Bautista, A., L. Canseco-Márquez, and F. Mendoza-Quijano (Eds.) Inventarios herpetofaunísticos de México: Avances en el conocimiento de su biodiversidad. Sociedad Herpetológica Mexicana A. C. y Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. México.
- Mittermier, R. A., & Goetsch Mittermeir, C. 1997. Megadiversidad los países biológicamente más del mundo. Cemex.
- Moody, N. J. G. y L. Owens. 1994. Experimental demonstration of the pathogenicity of a frog virus. Bohle iridovirus for a fish species, barramundi *Lates calcarifer*. *Diseases of Aquatic Organisms*, 18: 95-102.
- Morehouse, E. A., T. Y. James, A. R. Ganley, R. Vilgalys, L. Berger, P. J. murphy, y J. E Longcore. 2003. Multilocus sequence typing suggests the chytrid pathogen of amphibians is a recently emerged clone. *Molecular Ecology*, 12: 395-403.
- Moreno, J., Fonseca, N., Ramírez, H. 2006. La importancia del uso de los Indicadores Biológicos en los Estudios de Impacto Ambiental. Tesis de Especialización. Universidad Industrial de Santander. Colombia-Santander.
- Norma Oficial Mexicana, NOM-127-SSA 1-1994, "Salud ambiental, agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamiento a que debe someterse el agua para su potabilización". Diario Oficial de la Federación
- Núñez, I., E. González Gaudino, y A. Barahona. 2003. La biodiversidad: Historia y contexto de un concepto. *Interciencia* 28: 387-393.
- Ochoa-Ochoa, L. M. y O. Flores-Villela. 2006. Áreas de diversidad y endemismo de la herpetofauna mexicana. UNAM-Conabio, México. 211 p.
- Ochoa-Ochoa, L. M., J. E. Bezaury-Creel, L. B. Vázquez y O. Flores-Villela. 2011. Choosing the survivors? A GISbased triage support tool for micro-endemics: application to data for Mexican amphibians. *Biological Conservation* 144:2710-2718.
- Oldham R. S., D. M. Latham, D. Hilton-Brown, M. Towns, A. S. Cooke y A. Burn. 1997. The effect of ammonium nitrate fertiliser on frog (*Rana temporaria*) survival. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 61: 69-74.

- Oromí N., D. Sanuy y M. Vilches. 2009. Effects of nitrate and ammonium on larvae of *Rana temporaria* from the Pyrenees. *Bulletin of Environment Contamination Toxicology* 82: 534-537.
- Ortiz M. E., A. Marco, N. Saiz y M. Lizana. 2004. Impact of ammonium nitrate on growth and survival of six European amphibians. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 47: 234-239.
- Ortiz-Santaliestra, M. A., & Egea-Serrano, A. 2013. Análisis del impacto de la contaminación química sobre la herpetofauna: nuevos desafíos y aplicaciones prácticas. *Bol Asoc Herpetol Esp*, 24, 34.
- Ortiz-Santaliestra M. E. y Sparling D. W. 2007. Alteration of larval development and metamorphosis by nitrate and perchlorate in southern leopard frogs (*Rana sphenoccephala*). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 53: 639-646.
- Orton F., J. A. Carr y R. D. Handy. 2006. Effects of nitrate and atrazine on larval development and sexual differentiation in the northern leopard frog *Rana pipiens*. *Environmental Toxicology and Chemistry* 25: 65-71.
- Parra-Olea, G., O. Flores-Villela, y C. Mendoza-Almeralla. 2014. Biodiversidad de anfibios en México. *Revista mexicana de biodiversidad*, 85, 460-466.
- Pearman, P. B. 1997. Correlates of amphibian diversity in an altered landscape of Amazonian Ecuador. *Conservation Biology* 11: 1211-1225.
- Pelcastre, V. L., y O. Flores-Villela. 1992. Lista de especies y localidades de recolecta de la herpetofauna de Veracruz, México. *Publicaciones Especiales, Museo de Zoología* 4: 25-96.
- Petranka, J. W., M. P. Brannon, M. E. Hopey, y C. K. Smith. 1994. Effects of timber harvesting on low elevation populations of southern Appalachian salamanders. *Forest Ecology and Management* 67:135-147.
- Pignata, M. 2003. Curso sobre: Monitoreos en estudios de contaminación atmosférica. Instituto de Ecología, La paz, Bolivia.
- Pinheiro, L. T., Rodrigues, J. F. M., & Borges-Nojosa, D. M. 2016. Formal education, previous interaction and perception influence the attitudes of people toward the conservation of snakes in a large urban center of northeastern Brazil. *Journal of ethnobiology and ethnomedicine*, 12(1), 25.

- Pleguezuelos, J., Márquez, R., Lizana, M. 2002. Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España. España-Madrid. Dirección General de Conservación de la Naturaleza Asociación Herpetológica.
- Pough, F. H., E. M. Smith, d. H. Rhodes, y A. Collazo. 1987. The abundance of salamanders in forest stands with different histories of disturbance. For. *Ecol. and Manage.* 20: 1-9.
- Pough, F. H., R. Andrews, J. E. Cadle, M. L. Crump, A. H. Savitzki y K. D. Wells. 2004. Herpetology. Third Ed., Prentice Hall, New Jersey. 726 p.
- Pough, F. H., R. M. Andrews, J. E. Cadle, M. L. Crump, A. H. Savatzky, y K. D. Wells. 2001. Herpetology. Segunda edición. Prentice Hall, New Jersey, U.S.A. 612 p.
- Pounds, J. A., Fogden, M. P., Savage, J. M., & Gorman, G. C. 1997. Tests of null models for amphibian declines on a tropical mountain. *Conservation biology*, 11(6), 1307-1322.
- Powell, M. J. 1993. Looking at mycology with a Janus face: A glimpse at chytridiomycetes active in the environment. *Mycologia*, 85: 1-20.
- Puig, H. 1991. Vegetación de la Huasteca (México), Estudio fitogeográfico y ecológico, Instituto de Ecología A. C. México. 625 p.
- Ramírez-Bautista, A. 1994. Manual claves ilustradas de los anfibios y reptiles de Chamela, Jalisco, México. Cuadernos del Instituto de Biología No. 23, Universidad Nacional Autónoma de México. 127 p.
- Ramírez-Bautista, A., y A. Nieto-Montes de Oca. 1997. Ecogeografía de anfibios y reptiles. Pp. 522-528. En: González-Soriano, E. R. Dirzo, y R. C. Vogt (Eds.). Historia Natural de Los Tuxtlas. Instituto de Biología, Instituto de Ecología y Comisión Nacional para el conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Ramírez- Bautista, A., C. A. Maciel-Mata, y M. A. Martínez-Morales. 2005. Reproductive cycle of the viviparous lizard *Sceloporus grammicus* (Squamata; Phrynosomatidae) from Pachuca, Hidalgo, México. *Acta Zoológica Sinica* 51: 998-1005.
- Ramírez-Bautista, A., L. Canseco-Márquez, y F. Mendoza-Quijano (Eds.) 2006. Inventarios herpetofaunísticos de México; Avances en el conocimiento de su biodiversidad. Publicaciones Especiales de la Sociedad Herpetológica Mexicana No. 3., y Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. 346 p.

- Ramírez-Bautista, A., A. Leyte-Manrique, J. C. Marshall, y G. R. Smith. 2011. Effects of elevation on litter-size variation among lizard populations in the *Sceloporus grammicus* complex (Phrynosomatidae) in México. *Western North American Naturalist* 71: 215-221.
- Ramírez-Bautista, A., U. Hernández-Salinas, U. O. García-Vázquez, A. Leyte-Manrique, and I. Canseco-Márquez. 2009. Herpetofauna del Valle de México; Diversidad y conservación. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. 213 p.
- Ramírez-Bautista, A., U. Hernández-Salinas, F. Mendoza-Quijano, R. Cruz-Elizalde, B.P. Stephenson, V. Vite-Silva, y A. Leyte-Manrique. 2010. Lista anotada de los anfibios y reptiles del Estado de Hidalgo, México. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. 104 p.
- Ramírez-Pérez, A. 2008. Herpetofauna del Parque Nacional El Chico y su zona de Influencia, Hidalgo, México. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, México. 100p.
- Raxworthy, C.J., Pearson, R.G., Zimkus, B.M., Reddy, S., Deo, A.J., Nussbaum, R.A., Ingram, C.M., 2008. Continental speciation in the tropics: contrasting biogeographic patterns of divergence in the *Uroplatus* leaf-tailed gecko radiation of Madagascar. *Journal of Zoology* 275, 423–440.
- Read, J. L. y M. J. Tyler. 1990. The nature and incidence of post-axial, skeletal abnormalities in the frog *Neobatrachus centralis* Parker at Olympic Dam, South Australia. *Transactions and Proceedings of the Royal Society of South Australia*, 144: 213-217.
- Read, J. L. y M. J. Tyler. 1994. Natural levels of abnormalities in the trilling frog (*Neobatrachus centralis*) at the Olympic Dam Mine. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 53: 25-31.
- Rouse J. D., C. A. Bishop y J. Struger. 1999. Nitrogen pollution; an assessment of its threat to amphibian survival. *Environmental Health Perspectives* 107: 799-803.
- Rzedowski, J. 1978. Vegetación de México. Limusa y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. D.F. México 504 p.
- Rzedowski, J. 1996. Insuficiente el número de Zonas Áridas Protegidas. *Ocelotl*. 4:25-30.
- Sánchez Colón, S., A. Flores Martínez, I. A. Cruz-Leyva, y A. Velázquez. 2009. Estado y transformación de los ecosistemas terrestres por causas humanas. Cap 2. Pp. 75-129. En: Dirzo, R., R. González, y I. J. March (Comp.). Capital natural de México, vol. II: Estado de

- conservación y tendencias de Cambio. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México.
- Santos-Barrera, G., J. Pacheco y G. Ceballos. 2004. La conservación de los reptiles y anfibios de México. CONABIO. *Biodiversitas* 57: 1-6.
- Secondi J., E. Hinot, Z. Djalout, S. Sourice y A. Jadas-Hécart. 2009. Realistic nitrate concentration alters the expression of sexual traits and olfactory male attractiveness in newts. *Functional Ecology* 23; 800-808.
- Sessions, S. K. y S. B. Ruth. 1990. Explanation for naturally occurring supernumerary limbs in amphibians. *Journal of Experimental Zoology*, 254: 38-47.
- Severiche, C. A., & González, H. 2012. Evaluación analítica para la determinación de sulfatos en aguas por método turbidimétrico modificado. *Ingenierías USBmed*, 3(2), 6-11.
- Shinn C., A. Marco y L. Serrano. 2008. Inter- and intra-specific variation on sensitivity of larval amphibians to nitrite. *Chemosphere* 71: 507-514
- Shreve, F. 1942. The desert vegetation of North America. *Botanical Review* 8: 195-246.
- Smith G. R., K. G. Temple, H. A. Dingfelder y D. A. Vaala. 2006. Effects of nitrate on the interactions of the tadpoles of two ranids (*Rana clamitans* y *Rana catesbeiana*). *Aquatic Ecology* 40: 125-130.
- Smith, R. B., R. A. Seigel, K. R. Smith. 1998. Occurrence of upper respiratory tract disease in gopher tortoise populations in Florida and Mississippi. *Journal of Herpetology* 32; 426-430.
- Soares, C., A. A. De Matos, J. W. Arntzen, M. Carretero, y A. Loureiro. 2003. Amphibian mortality in a National Park in the North of Portugal. *Froglog*, 56.
- Sparling, D., Fellers, G., McConell., L. 2001. Pesticides and amphibian population declines in California. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 20, pp.1591-1595. Doi: 10.1002/etc.5620200725.
- Sparling, D.W. 2010. Ecotoxicology of organic contaminants to amphibians. 261-288. In: Sparling, D.W., Linder, G., Bishop, C.A. & Krest, S. (eds.), *Ecotoxicology of Amphibians and Reptiles*. Second Edition. SETAC Press. Pensacola.
- Speare, R. y J. R. Smith. 1992. An iridovirus-like agent isolated from the ornate burrowing frog *Limnodynastes ornatus* in northern Australia. *Diseases of Aquatic Organisms*, 14: 51-57.

- Stuart, S. N., J. S. Chanson, N. A. Cox, B.E. Young, A. S. Rodrigues, D. L. Fischman, y R.W. Waller. 2004. Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Science*, 306(5702), 1783-1786.
- Suazo-Ortuño, I., J. Alvarado-Díaz, y M. Martínez-Ramos. 2008. Effects of conversión of dry tropical forest to agricultural mosaic on herpetofaunal assemblages. *Conservation Biology* 22: 362-374.
- Swihart, R. K., T. M. Gehring., M. B. Kolozsvary, y T. E. Nupp. 2003. Responses of resistant vertebrates to hábitat loss and fragmentation: the importance of niche breadth and range boundaries. *Diversity and Distributions* 9: 1-18.
- Toft, C. A. 1980. Resource partitioning in amphibians and reptiles. *Copeia*, 1980: 121.
- Uetz, P., P. Freed, y J. Hošek. 2018. The Reptile Database, <http://www.reptile-database.org>, (Accessed January, 2018).
- Uribe-Peña, Z., A. Ramírez-Bautista, y G. Casas. 1999. Anfibios y reptiles de las Serranías del Distrito Federal, México. Cuadernos del Instituto de Biología No. 32, Universidad Nacional Autónoma de México. 119 p.
- Van Dijk, P. P., J. B. Iverson, H. B. Shaffer, R. Bour y A. G. J. Rhodin. 2012. Turtles of the world, 2012 update: annotated checklist of taxonomy, synonymy, distribution, and conservation status. Chelonian Research Monographs 5: doi: 10.3854/crm.5.000.checklisdt.v5.2012.
- Van Schmidt, N.D., Cary, T.L., Ortiz-Santaliestra, M.E. & Karasov, W.H. 2012. Effects of chronic polybrominated diphenyl ether exposure on gonadal development in the Northern leopard frog, *Rana pipiens*. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 31: 347-354.
- Vázquez-Díaz, J., y G. Quintero-Díaz. 2005. Anfibios y reptiles de Aguascalientes. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. 318 p.
- VERTNET. 2018. (www.vertnet.org; accessed January 2018).
- Vite-Silva, V. D. 2008. Lista anotada de anfibios y reptiles de la Reserva de la Biósfera Barranca de Metztitlán, Hidalgo, México. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. 100p.
- Vitousek, P.M., Aber, J., Howarth, R.W., Likens, G.E., Matson, P.A., Schindler, D.W., Schlesinger, W.H. & Tilman, D. 1997. Human alteration of the global nitrogen cycle: causes and consequences. *Issues in Ecology*, 1: 1-16.

- Vitt, L. J. y J. P. Caldwell. 2009. Herpetology, an introductory biology of amphibians and reptiles. 3rd Ed. Academic Press, Amsterdam. 270 p.
- Vitt, L. J., T. C. Avila-Pires, J. P. Caldwell, y V. R. L. Oliveira. 1998. The impact of individual tree harvesting on thermal environments of lizards in Amazonian rain forest. *Conservation Biology* 12: 654-664.
- Wake, D. y V. Vredenburg. 2008. Are we in midst of the sixth mass extinction? A view from the world of amphibians. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105:11466-11473.
- Waldick, R. 1997. Effects of forestry practices on amphibian populations in Eastern North America. Pp. 191-205. Amphibians in decline: Canadian studies of a global problema. In D. M. Green (ed.). Herpetol conserv. 1, Soc. for Study of Amphibians and Reptiles, Saint Louis, MO.
- Ward M. H., T. M. de Kok, P. Levallois, J. Brender, G. Gulis, B. T. Nolan y J. VanDerslice. 2005. Workgroup report: drinking-water nitrate and health-recent findings and research. *Environmental Health Perspectives* 113: 1607-1614.
- Werler, J. E., y J. R. Dixon. 2000. Texas snake: Identification, distribution and natural history. University of Texas Press, Austin. 437 p.
- Williams, R. W. 1960. Observation of the live history of *Rhabdias sphaerocephala* Goodey 1924 from *Bufo marinus* L., in the Bermuda Islands. *Journal of Helminthology*, 34: 93-98.
- Williams, S. E. y J. M Hero. 1998. Rainforest frogs of the Australian Wet Tropics: guild classification and the ecological similarity of declining species. *Proceedings of the Royal Society of London Series B*, 265: 597-602.
- Wilson, L. D., y J. D. Johnson. 2010. Distributional patterns of the herpetofauna of Mesoamerica, a biodiversity hotspot. Pp. 31-235. En: Wilson, L. D., J. H. Townsend, y J. D. Johnson (Eds.). Wilson, L. D., J. D. Johnson, y V. Mata-Silva. 2013a. A conservation reassessment of the amphibians of Mexico base don the EVS measure. *Amphibian & Reptile Conservation* 7: 97-127.
- Wilson, L. D., J. H. Townsend, y J. D. Johnson (Eds.). 2010. Conservation of Mesoamerican Amphibians and reptiles. Eagle Mountain Publisher, L. C, Eagle Mountain, Utah, U.S.A. 812 p.
- Wilson, L. D., V. Mata-Silva, y J. D. Johnson. 2013b. A conservation reassessment of the reptiles of Mexico base don the EVS measure. *Amphibian & Reptile Conservation* 7: 1-47.
- Wolf, K., G. L. Bullock, C. E. Dunbar, M. C. Quimby. 1968. Tadpole edema virus: a viscerotropic pathogen for anuran amphibians. *Journal of infectious diseases*, 118: 253-262.

- Woodley, J. D., E. A. Chornesky, P. A. Clifford, J. B. C. Jackson, L. S. Kaufman, N. Knowlton, J. C. Lang, M. P. Pearson, J. W. Porter, M. C. Rooney, K. W. Rylaarsdam, V. J. Tunnicliffe, C. M. Wahle, J. L. Wulff, A. S. G. Curtis, M. D. Dallmeyer, B. P. Jupp, M. A. R. Koehl, J. Neigel, y E. M. Sides. 1981. Hurricane Allen's impact on jamaican coral reefs. *Science* 214: 794-755.
- Xu Q. y R. S. Oldham. 1997. Lethal and sublethal effects of nitrogen fertilizer ammonium nitrate on common toad (*Bufo bufo*) tadpoles. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 32: 298-303.
- Young, B., S. 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. Arlington, Virginia. 53 p.
- Young, B. E., Lips, K. R., Reaser, J. K., Ibáñez, R., Salas, A. W., Cedeño, J. R., & Muñoz, A. (2001). Population declines and priorities for amphibian conservation in Latin America. *Conservation Biology*, 15(5), 1213-1223.
- Zhang, Q. Y., Z. Q. Li, y J. F. Gui. 1999. Studies on morphogenesis and cellular interactions of *Rana grylio* virus in an infected fish cell line. *Aquaculture*, 175: 185-197.
- Zupanovic, Z., C. Musso, G. Lopez, C. L. Louriero, A. D. Hyatt, S. Hengstberger, S. Hengstberger, y A. J. Robinson. 1998a. Isolation and characterization of iridoviruses from the giant toad *Bufo marinus* in Venezuela. *Diseases of Aquatic Organisms*, 33: 1-9.

11. Anexos

Distribution Notes

Four herpetofaunal records from Municipio de Ixmiquilpan, Hidalgo, Mexico

From July 2016 to June 2017, we conducted fieldwork at El Alberto, Municipio de Ixmiquilpan, Hidalgo, Mexico. Herein, we report new records for *Tantilla rubra*, *Leptodeira septentrionalis*, *Senticolis triaspis*, and *Kinosternon integrum*. We collected and photographed one individual of each species, and subsequently released them. We deposited a photo voucher of each individual in the Colección Nacional de Anfibios y Reptiles, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. During our fieldwork in this area, we also encountered adults of the following herpetofaunal species: *Dryophytes arenicolor*, *Spea multiplicata*, *Anaxyrus punctatus*, *Rana spectabilis*, *Aspidoscelis gularis*, *Sceloporus spinosus*, *Trimorphodon tau*, *Drymarchon melanurus*, *Masticophis schotti*, *Tropidodipsas sartorii*, and *Rena dulcis*.

Reptilia: Squamata (snakes)

Family Colubridae

***Senticolis triaspis* (Cope, 1866).** EL ALBERTO: Municipio de Ixmiquilpan (20°25.519'N, 99°14.299'W; WGS 84); elev. 1,831 m; 27 February 2017; Marcelo Rojas-Oropeza; UNAM; IBH-RF 449 (Fig. 1A). This individual was found at 1405 h, under a rock in an area comprised primarily of xerophytic scrub. This record lies ca. 60 km to the S of the closest reported locality, listed as “Highway 85, 9.9 mi (15.9 km) S (by road) to Jacala” (MVZ 109503; VertNet, 2018).

***Tantilla rubra* (Cope, 1987).** EL ALBERTO: Municipio de Ixmiquilpan (20°24.762'N, 99°12.824'W; WGS 84); elev. 1,779 m; 23 April 2017; Nathalie Cabirol, Mauricio Obregón, Marcelo Rojas; UNAM; IBH-RF 450 (Fig. 1B). The individual was found at 2047 h, under a rock in the yard of a house. This record lies ca. 20 km to the E from the closets reported locality, listed in Wilson and Mata-Silva (2014: 49) as “15.5 mi (=24.8 km) E Huichapan (MSUM H-4022).”

Family: Dipsadidae

Leptodeira septentrionalis (Kennicott, 1859). EL ALBERTO: Municipio de Ixmiquilpan (20°24.677'N, 99°12.925'W; WGS 84); elev. 1,772 m; 23 April 2017; Mauricio Obregón-Esparza; UNAM; IBH-RF 451 (Fig. 1C). The individual was found at 2110 h, in riparian vegetation along a body of water. The closest locality for the individual reported herein is ca. 51 km to the E in the municipality of Metztlán (Vite-Silva, 2008).

Testudines

Family: Kinosternidae

Kinosternon integrum (LeConte, 1829). El ALBERTO. Municipio de Ixmiquilpan, Hidalgo (20°24.902'N, 99°16.293'W; WGS 84); elev. 1,950 m; 8 August 2016; Mauricio Obregón-Esparza, Nathalie Cabirol, Marcelo Rojas; UNAM; IBH-RF 452 (Fig. 1D). We found an individual of *Kinosternon integrum* at 2213 h, in a shallow spring surrounded by xerophytic scrub. This photo voucher represents a new municipality record, with the closest localities at ca. 40 km to the NW in the municipality of Zimapán (Ramírez-Bautista, et al., 2010).

Acknowledgments.—We thank all the members of Grupo de Ecología Microbiana Funcional del Suelo y Protección Ambiental, Departamento de Ecología y Recursos Naturales, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México and Andrés Balderas-López for the support provided during the months of fieldwork, and Víctor Hugo Reynoso for kindly providing the photo voucher number, and Louis W. Porras and Vicente Mata-Silva for his comments and recommendations. The fieldwork was conducted under a collecting permit (SGPA/DGVS/ 01629/16 and 05149/17), issued to Carlos Jesús Balderas-Valdivia by SEMARNAT.

LITERATURE CITED

RAMÍREZ-BAUTISTA, A., U. HERNÁNDEZ-SALINAS, F. MENDOZA-QUIJANO, R. CRUZ-ELIZALDE, B. P. STEPHENSON, V. VITHE-SILVA, AND A. LEYTE-MANRIQUE. 2010. Lista

Anotada de los Anfibios y Reptiles del Estado de Hidalgo, México. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, Pachuca, Hidalgo, and Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, D.F., México.

VERTNET. 2018. (www.vertnet.org; accessed 23 January 2018).

VITE-SILVA, V. D. 2008. Lista anotada de anfibios y reptiles en la Reserva de la Biósfera Barranca de Metztlán, Hidalgo, México. Unpublished Bachelor's thesis, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, Pachuca de Soto, Hidalgo, México.

WILSON, L. D., AND V. MATA-SILVA. 2014. Snakes of the genus *Tantilla* (Squamata: Colubridae) in Mexico: taxonomy, distribution, and conservation. *Mesoamerican Herpetology* 1: 5–95.

MAURICIO OBREGÓN-ESPARZA¹, CARLOS JESÚS BALDERAS-VALDIVIA², NATHALIE CABIROL¹, MARCELO ROJAS-OROPEZA¹, AND ADRIANA GONZALEZ-HERNÁNDEZ³

¹*Facultad de Ciencias, Departamento de Ecología y Recursos Naturales, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México. E-mail: mauricio21021995@gmail.com*

²*Dirección General de Divulgación de la Ciencia, Universidad Nacional Autónoma de México, Zona Cultural de Ciudad Universitaria, Coyoacán, C.P., 04510, Ciudad de México, México. E-mail: cjbv@unam.mx (Corresponding author)*

³ *Colección Nacional de Anfibios y Reptiles, Instituto de Biología, Departamento de Zoología, Universidad Nacional Autónoma de México, Circuito Exterior s/n, Ciudad Universitaria, Coyoacán 04510, Ciudad de México, México. E-mail: adricnar@yahoo.com.mx*



Fig. 1. New records for reptiles from El Alberto, Municipio de Ixmiquilpan, Hidalgo, México: (A) *Senticolis triaspis*; (B) *Tantilla rubra*; (C) *Leptodeira septentrionalis*; and (D) *Kinosternon integrum*. Photos by Carlos Jesús Balderas-Valdivia (B, C, D) and Marcelo Rojas-Oropeza (A).

Anfibios y Saurópsidos *(no aves)*

“El Alberto”

Simbología



Manantiales



Polígono El Alberto



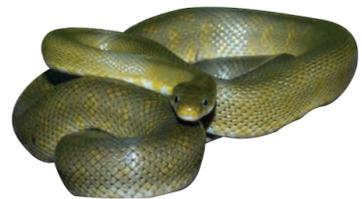
★ *Tropidodipsas sartorii*



★ *Micrurus tener*



★ *Tantilla rubra*



★ *Senticolis triaspis*



★ *Drymarchon melanurus*



★ *Leptodeira septentrionalis*



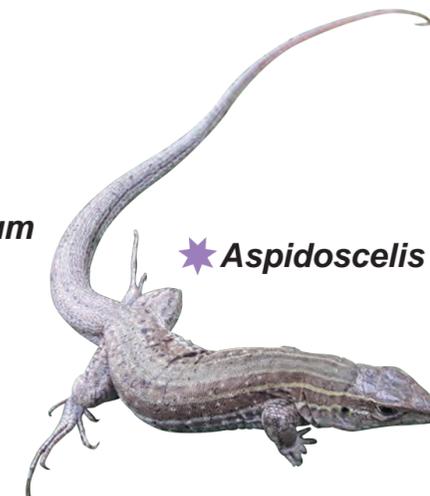
★ *Masticophis schotti*



★ *Kinosternon integrum*



★ *Rena dulcis*



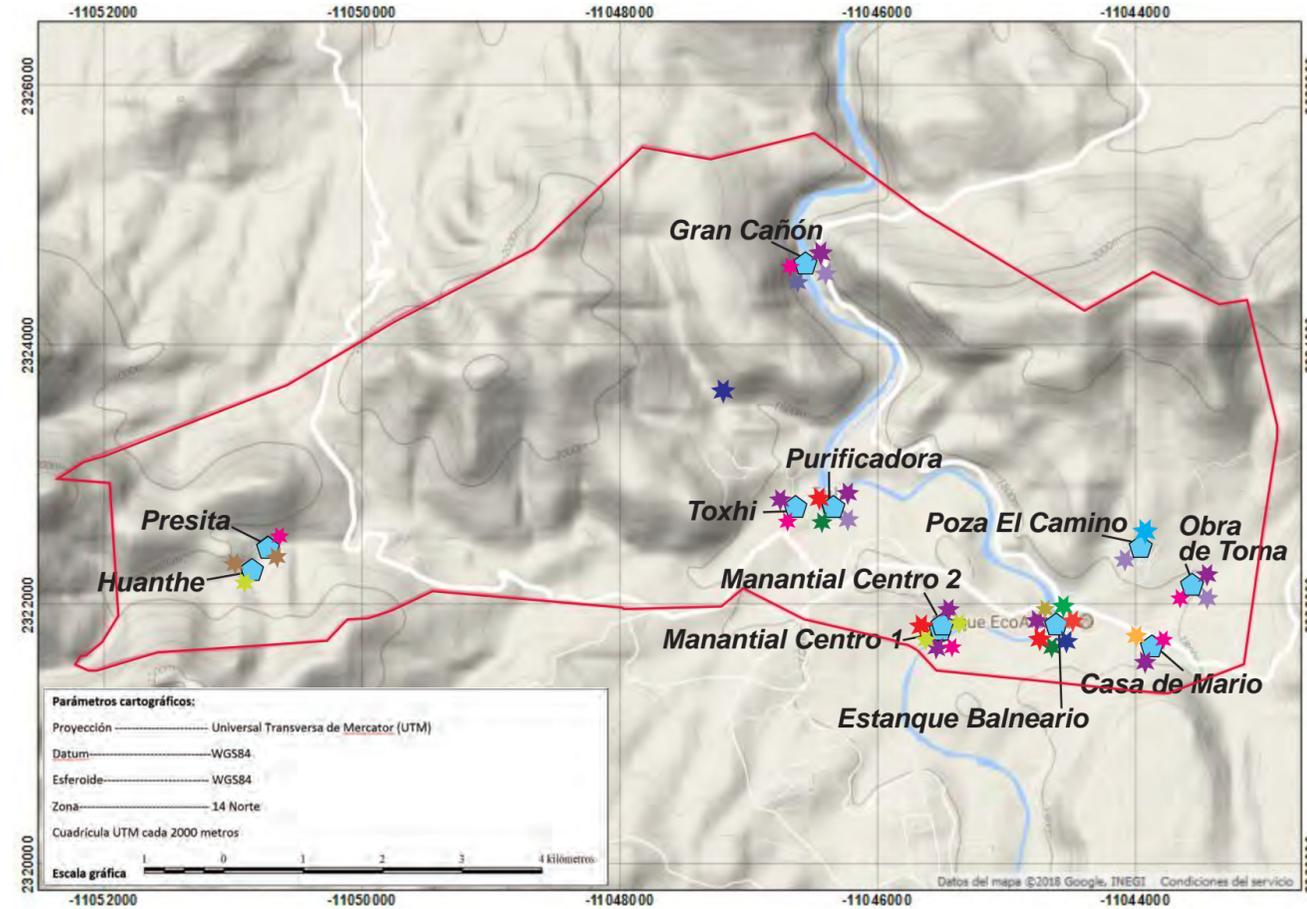
★ *Aspidoscelis gularis*



★ *Plestiodon lynxe*



★ *Sceloporus spinosus*



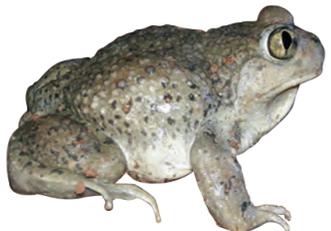
★ *Lithobates spectabilis*



★ *Anaxyrus punctatus*



★ *Dryophytes arenicolor*



★ *Spea multiplicata*