



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA
DE MÉXICO**

FACULTAD DE CIENCIAS

**Efecto del cambio de la cobertura vegetal en la
distribución de las especies endémicas de
Thamnophis (Natricinae: Squamata) para México.**

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

Biólogo

P R E S E N T A :

Moises Rangel Olguin



DIRECTOR DE TESIS:

Dr. César Antonio Ríos Muñoz

Ciudad Universitaria, CD. MX., 2020



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

Agradecimientos

Quiero agradecer francamente a mi director de tesis al Dr. César Antonio Ríos Muñoz, por su apoyo, tiempo, esfuerzo, esperanza, pero sobre todo por la paciencia que tuvo con el caso problemático que soy.

A los sinodales: Dr. Julián Andrés Velasco Vinasco, Dra. Claudia Ballesteros Barrera, Dra. Leticia Margarita Ochoa Ochoa, Biól. Antonio Yolocalli Cisneros Bernal, por su tiempo y las revisiones para la realización de este trabajo.

A la UNAM, por los divertidos y emocionantes años donde aprendí, crecí y desarrollé, a ser un joven universitario y obtener el tesoro de una carrera universitaria.

Al Dr. Oscar Alberto Flores Villela, por su apoyo, tiempo y paciencia para el desarrollo de esta tesis.

A mis amigos: Amílcar, Amílcar, Karla, Ali, Edgar, Diego, Bill, Monze, Hei y Juan, por su apoyo y los tiempos felices que pasamos durante la carrera.

A mis padres por darme los recursos, sustento y paciencia, para sacar adelante este proyecto tan importante en la vida de un hijo.

A esa persona especial “Ana Karen” que siempre estuvo a mi lado en todo momento, sobre todo en los momentos más difíciles de mi vida, sin la cual nada sería lo mismo.

A todos aquellos que han ayudado y contribuido a enriquecer mi vida, pero sobre todo a que sea más digna. Como lo es conseguir un título universitario, con una Tesis, lo que significa un orgullo, un enorme reconocimiento y lo que más le puede dar significado a mi vida en este momento.

Índice

Abstract	1
Resumen	2
1. Introducción	3
1.1 La importancia ecológica del cambio de uso de suelo.	3
1.2 Los estudios de cambio del uso de suelo y su relación con la biodiversidad Mexicana.	3
1.3 Los reptiles y su relación con las alteraciones ambientales de origen antropogénico.	5
1.4 La importancia de las especies endémicas a México del género <i>Thamnophis</i> .	6
1.5 La relación conocida de las especies de <i>Thamnophis</i> con las alteraciones de origen antropogénico.	6
2. Antecedentes	8
2.1 El cambio en la cobertura vegetal y su relación con el cambio de uso del suelo.	8
2.2 El cambio de uso de suelo durante y antes de la década de los 90's en México.	8
2.3 El cambio de uso de suelo durante la década de los 2000's en México.	9
2.4 Los estudios sobre los efectos del cambio de uso de suelo sobre la biodiversidad Mexicana y el uso de los modelos de distribución.	9
2.5 Modelos de distribución de especies.	11
2.6 La interpretación y desempeño de los modelos de distribución de especies.	11
2.7 Las respuestas de los reptiles a las alteraciones antropogénicas.	12
2.8 La sistemática actual de las especies de <i>Thamnophis</i> endémicas a México.	14
2.9 Las especies de <i>Thamnophis</i> y su historia natural.	14
2.10 Los estudios sobre cambio de uso del suelo en especies de <i>Thamnophis</i> .	15
3. Objetivos	17
4. Métodos	17
5. Resultados	23
5.1 Base de datos.	23
5.2 Análisis de colinealidad de variables.	25
5.3 Evaluación de los modelos.	25
5.4 Tipos de vegetación potencial en la distribución de las especies de <i>Thamnophis</i> endémicas a México.	28

5.5 Evaluación del cambio del uso de suelo en la distribución de las especies de <i>Thamnophis</i> endémicas a México a través del tiempo.	29
6. Discusión	33
6.1 Base de datos.	33
6.2 Modelos de distribución de especies.	37
6.3 Las consecuencias en los sitios perturbados.	42
7. Literatura citada	49
Anexos	76
Anexo 1. Tablas de estados de riesgo de las especies del género <i>Thamnophis</i> endémicas a México.	76
Anexo 2. Mapas de las distribución reconocidas para las especies endémicas del género <i>Thamnophis</i> .	80
Anexo 3. Gráficas de caja y bigote con 19 variables climáticas y cinco variables topográficas para la depuración ambiental por medio de valores atípicos.	83
Anexo 4. Tabla de las variables utilizadas para generar los modelos de distribución de especies.	900
Anexo 5. Los registros obtenidos de cada especie por colección herpetológica.	91
Anexo 6. Mapas de modelos de distribución de especies de las especies endémicas de <i>Thamnophis</i> a México.	94
Anexo 7. Mapas de los tipos de vegetación en las distribuciones de especies de las especies endémicas de <i>Thamnophis</i> a México.	101
Anexo 8. Mapas de la condición actual (Serie V 2011-2013) respecto al uso de suelo (Serie IV 2007-2010) en la distribución de las especies endémicas de <i>Thamnophis</i> a México.	108
Anexo 9. Porcentajes del grado de perturbación a través de los diferentes escenarios temporales.	115

Índice de figuras.

Figura 1. Gráfica bootstrap de la ROC parcial.	26
Figura 2. Mapa de la riqueza específica de las especies endémicas del género <i>Thamnophis</i> a México.	28
Figura 3 a, b y c. Cambio de vegetación conservada en la distribución de las especies endémicas a México del género <i>Thamnophis</i> (90s-2013).	31
Figura 4. Cambio de vegetación secundaria en la distribución de las especies endémicas a México del género <i>Thamnophis</i> (90s-2013).	32
Figura 5. Cambio de porcentajes de hábitat perturbado en la distribución de las especies endémicas a México del género <i>Thamnophis</i> (90s-2013).	33

Índice de tablas.

Tabla 1.- Lista de variables topográficas y climáticas utilizadas para generar los modelos de distribución de las especies de <i>Thamnophis</i>	18
Tabla 2. Cantidad de registros obtenidos de la base de datos antes y después de cada depuración (primer geográfica y posteriormente ambiental).	24
Tabla 3. Tabla de coberturas climáticas y topográficas resultantes del factor de inflación de varianza.	25
Tabla 4. Evaluación de los modelos generados con Maxent a partir de los muestreos con reemplazo (bootstrap) de la ROC parcial.	27
Tabla 5. Porcentajes de los tipos de vegetación (de acuerdo a la clasificación de Rzedowski 1990) asociados a la distribución de cada especie.	29

Abstract

The species of the genus *Thamnophis* endemic to Mexico are distributed mainly in tropical deciduous, temperate forests and thickets, types of vegetation that are being severely modified by anthropogenic actions. Geographical distributions and vegetation types of 13 endemic species to Mexico of genus *Thamnophis* were analyzed and characterized, of which 9 are in some risk category. Species distribution models were generated from historical records of scientific collections, climatic and topographic variables, and an algorithm based on maximum entropy (Maxent). Subsequently, the trend of change in vegetation cover was compared and calculated for each species with the land use maps in four time scenarios in the period from 1993 to 2013. In the distribution of the analyzed species, the different types of conserved vegetation were altered due to the change of land use to disturbed sites or agroecosystems with a difference between 6% and 68%. The species with the lowest degree of modification are: *T. exsul*, *T. lineri*, *T. mendax* and *T. nigronuchalis*, distributed in the north of the country and with a reduced geographical extension. On the other hand, the species with the highest degree of vegetation cover modification are *T. chrysocephalus*, *T. melanogaster*, *T. scalaris*, *T. scaliger* and *T. valida*, partially distributed in the center of the country with a broader geographical extension. Degree of modification of vegetation cover in the distribution of the endemic species of the genus *Thamnophis* to Mexico is greater than estimated in previous works, with a slow transformation rate but it is observed year by year, which effects are negative on the distribution of these species.

Resumen

Las especies del género *Thamnophis* endémicas a México se distribuyen principalmente en los bosques tropicales caducifolios, templados y en matorrales, tipos de vegetación que están siendo modificados gravemente por acciones antropogénicas. Se analizaron y caracterizaron los tipos de vegetación en la distribución geográfica de 13 especies endémicas a México del género *Thamnophis*, de las cuales 9 se encuentran en alguna categoría con riesgo de extinción. Se generaron modelos de distribución de especies, para cada especie, a partir de registros históricos de colecciones científicas, variables tanto climáticas como topográficas, y un algoritmo basado en máxima entropía (Maxent). Posteriormente se calculó y comparó para cada especie: la tendencia de cambio de cobertura vegetal con los mapas de uso del suelo en cuatro escenarios temporales en el periodo de 1993 a 2013. Dentro de la distribución de las especies analizadas, se encontró que los diferentes tipos de vegetación conservada fueron alterados debido al cambio del uso de suelo a sitios perturbados o agroecosistemas, con una diferencia de entre el 6% al 68%. Las especies que presentan menor grado de modificación son: *T. exsul*, *T. lineri*, *T. mendax* y *T. nigronuchalis*, las cuales se encuentran distribuidas en el norte del país y con una distribución geográfica reducida. Por otro lado, las especies con mayor grado de modificación de cobertura vegetal son: *T. chrysocephalus*, *T. melanogaster*, *T. scalaris*, *T. scaliger* y *T. valida*, especies distribuidas de forma parcial en el centro del país con una distribución geográfica más amplia. El grado de modificación de la cobertura vegetal en la distribución de las especies del género *Thamnophis* endémicas a México, es mayor de lo estimado en anteriores trabajos, con una transformación de ritmo lento pero constante, lo que repercute como un efecto negativo sobre la distribución de dichas especies.

1. Introducción

1.1 La importancia ecológica del cambio de uso de suelo.

Entre las afectaciones ambientales importantes de origen antropogénico en México, se encuentra la pérdida de la biodiversidad, principalmente por deforestación, degradación y desertificación de los ecosistemas, cuyas tendencias se pueden evaluar a través de estudios de cambio de uso del suelo (Lambin 2001, Pérez-Vázquez y Landeros-Sánchez 2009, Martínez-Meyer et al. 2014, Mendoza-Ponce et al. 2018). Estas afectaciones han ocasionado una pérdida de superficie anual deforestada de 534 707 ha en el periodo de 1976-2007 (Rosete-Vergés et al. 2014, Acevedo-Peralta et al. 2016), más tarde ya en 2014, 26% del territorio nacional había sido transformado en zonas agrícolas, en pastizales para el ganado o zonas urbanas (INEGI 2017). Estos procesos promueven la disminución de la reserva genética de los ecosistemas (Chhabra y Geist 2008), de múltiples bienes y servicios ambientales (DeFries et al. 2004, Flynn et al. 2009), que influyen en la alteración de los ciclos biogeoquímicos (Goodale y Aber 2001, DeFries et al. 2004, Foley et al. 2005), y modifican en estructura y composición a la vegetación (Saunders et al. 1991, Bennett y Saunders 2010). Por lo tanto, las afectaciones antropogénicas resultan en un problema ambiental grave y una amenaza para la biodiversidad (Foley 2017).

1.2 Los estudios de cambio del uso de suelo y su relación con la biodiversidad Mexicana.

Los estudios que utilizan coberturas de cambio del uso de suelo en conjunto con modelos de distribución de especies, permiten evaluar el posible efecto de las actividades antropogénicas en la distribución de las especies. En México se han realizado estudios con distintos grupos taxonómicos como: mamíferos (Illoldi-Rangel et al. 2002, Sánchez-

Cordero et al. 2005, Cuervo-Robayo y Monroy-Vilchis et al. 2012, Yáñez-Arenas et al. 2012), aves (Peterson et al. 2006, Ríos-Muñoz y Navarro-Sigüenza 2009, Rivera-Ortíz et al. 2013, Sierra-Morales et al. 2016), plantas (Contreras-Medina et al. 2010) y reptiles (Ballesteros-Barrera et al. 2007, Gadsden et al. 2012, Sunny et al. 2017, González-Fernández et al. 2018). Dichos trabajos han demostrado ser tanto robustos como consistentes en la descripción y evaluación del impacto que puede ocasionar el cambio de uso del suelo en la distribución de la diversidad biológica. De manera general, estos cambios se han registrado como perjudiciales para la biodiversidad en distintos casos, y causado por ejemplo: la reducción de los recursos alimenticios, disminución de sus poblaciones, y la degradación en las condiciones del hábitat disponible, lo cual puede llegar a ocasionar incluso la extinción de algunas especies (Gibbon et al. 2000, Keller y Heske 2000, Ortega-Álvarez y MacGregor-Fors 2009, Ríos-Muñoz y Navarro-Sigüenza 2009). Sin embargo, en otros casos, han llegado a documentarse situaciones benéficas en estas alteraciones, como en el estudio con roedores tropicales de Sánchez-Cordero y Martínez-Meyer (2000), en donde se encontró una relación positiva entre la presencia de los roedores y las áreas con daño en los cultivos: concretamente son utilizadas como recurso alimenticio. Son este tipo de casos los que reconoce que los cambios de uso de suelo pueden ser favorables al proveer una mayor fuente de alimento o una menor abundancia de depredadores (Duebbert y Kantrud 1974, Sánchez-Cordero y Martínez-Meyer 2000, Stenseth et al. 2003, Wallace y Hill 2012). Por este motivo, se ha propuesto una relación entre la respuesta y la plasticidad de sus características ecológicas, de manera que estas transformaciones afecten de manera diferente y generen la ausencia sólo de ciertas especies, ya que las áreas modificadas dejan de corresponder a las condiciones idóneas para que sean ocupadas por algunas especies (Peterson et al. 2006; Ríos-Muñoz y Navarro-

Sigüenza 2009); lo cual repercute en la modificación repentina de la distribución espacial y temporal de las especies (Sierra-Morales et al. 2016). Esto significa que las reacciones a las alteraciones en el cambio de uso del suelo están relacionadas a la respuesta particular de cada especie. Ya específicamente en reptiles se sabe que respecto al cambio de uso del suelo presentan efectos muy particulares, debido a que poseen ciertas características ecológicas (disponibilidad de sitios térmicos y de anidación) y hábitos especializados, que repercuten en una mayor sensibilidad a cambios en las condiciones micro-climáticas (Lehtinen et al. 2003, Driscoll 2004), por lo tanto, sería interesante conocer en este grupo dicha respuesta.

1.3 Los reptiles y su relación con las alteraciones ambientales de origen antropogénico.

El conocimiento de las especies de reptiles a nivel mundial con respecto a las afectaciones antropogénicas del cambio de uso de suelo, no es del todo clara (Todd y Andrews 2008); aunque es bien conocida la susceptibilidad de los reptiles respecto a las condiciones micro-climáticas (Lehtinen et al. 2003, Driscoll 2004) y también que las alteraciones antropogénicas repercuten en la modificación de las condiciones ambientales del micro-hábitat (Saunders et al. 1991, Bennett y Saunders 2010). De hecho, dentro de las pocas especies que se han evaluado se confirma cada vez más, el gran efecto de las actividades antropogénicas sobre un declive en múltiples poblaciones en diversas especies de reptiles (Todd y Andrews 2008, Reading et al. 2010), por lo tanto, es posible un efecto negativo sobre la mayoría de las especies de reptiles alrededor del mundo.

1.4 La importancia de las especies endémicas a México del género *Thamnophis*.

Las especies del género *Thamnophis* al ser de hábitos semiacuáticos, son especies indicadoras de la calidad del medio acuático, se ven afectadas por el volumen, la calidad y disponibilidad de los cuerpos de agua en donde habitan, y también son susceptibles a las modificaciones del medio terrestre, por las típicas vulnerabilidades de los reptiles (disponibilidad de sitios térmicos y de anidación) (Rossman et al. 1996). Además, es un género que representa una de las familias más diversas de reptiles en México (Flores-Villela 1993, Rossman et al. 1996), al formar parte de la ofidiofauna, ocupan una posición importante en la cadena trófica y cumplen funciones ecológicas en la dinámica del ecosistema, ya que controlan poblaciones de anfibios, serpientes, lagartijas, mamíferos y aves (los cuales en distintos casos, llegan a ser consideradas plagas) (Lazcano-Barrero et al. 1992, Lynch 2012). Dentro de este género, el 44% de especies son endémicas a México (Venegas-Barrera y Manjarrez 2011), las cuales presentan la importancia de poseer un valor único e intrínseco debido a su irremplazabilidad (Pressey et al. 1993), además de que algunas especies se encuentran en alguna categoría de riesgo de acuerdo con la NOM 059-2010 (Semarnat 2010) y con la IUCN (IUCN 2012) (Anexo 1).

1.5 La relación conocida de las especies de *Thamnophis* con las alteraciones de origen antropogénico.

Hasta el momento el trabajo más importante sobre las especies del género *Thamnophis* y su relación con la pérdida de cobertura vegetal es el de Venegas-Barrera y Manjarrez (2011), en ese trabajo se propone que aproximadamente la mitad de la distribución de las especies del género *Thamnophis* ha sido modificadas debido a las actividades antropogénicas, lo cual puede ocasionar una reducción en el tamaño de sus

poblaciones. Además, González-Fernández et al. (2018), encontraron que el incremento en la expansión de la frontera agrícola (que convierte áreas naturales en áreas de cultivo como: los bosques de *Quercus* y *Abies*), podría tener un impacto negativo para ciertas especies de *Thamnophis* en la Faja Volcánica Transmexicana. Asimismo, falta conocer más sobre su historia natural y su distribución, ya que se sospecha que la distribución conocida de dichas especies podrían estar escasamente detalladas y ser distintas a las propuestas por Rossman et al. (1996) (Anexo 2), distribuciones estimadas hace más de 20 años, las cuales fueron utilizadas como base para la realización del estudio de Venegas-Barrera y Manjarrez (2011), con resultados distintos a los descritos por González-Fernández et al. (2018).

Este trabajo es una estimación del cambio de uso del suelo sobre la distribución de 13 especies de *Thamnophis* endémicas a México a lo largo del territorio nacional con base en cuatro escenarios temporales con el uso de: mapas de uso de suelo y vegetación (INEGI 2000, INEGI 2005, INEGI 2010 e INEGI 2013), registros presentes en colecciones científicas y modelos de distribución de especies, que a desemejanza de los trabajos existentes: como el de Venegas-Barrera y Manjarrez 2011 (estudio que analizó todas las especies del género en México, sin modelos de distribución de especies) o el de González-Fernández et al. 2018 (que se limitó a las especies de la Faja Volcánica Transmexicana), el presente estudio trabajó con modelos de distribución de especies y se enfocó solamente en las endémicas, el cual difiere de ambos en que consideran un cambio temporal en la cobertura vegetal, mientras que este trabajo considera cuatro. Por último, en este trabajo se discuten los posibles efectos de estas modificaciones con relación al conocimiento existente sobre la historia natural de las especies.

2 Antecedentes

2.1 El cambio en la cobertura vegetal y su relación con el cambio de uso del suelo.

La cobertura vegetal (la expresión espacio-temporal del agregado de especies vegetales: indicador del estado o condición del ecosistema) y los usos de suelo (el aprovechamiento humano: como causa principal actual de su alteración), son los mayores determinantes del funcionamiento de los ecosistemas terrestres (Lambin et al. 2001, Velázquez et al. 2007). En este sentido, el cambio en la cobertura vegetal se entiende como: la modificación en las proporciones de las especies vegetales causadas por los procesos de deforestación, alteración y transformación (Laurance y Williamson 2001, Velázquez et al. 2007), debido al cambio de uso de suelo, es decir, la apropiación y extracción de los recursos, excediendo la capacidad carga de los servicios ecosistémicos (p. ej. regulación climática o agua; Foley 2017).

2.2 El cambio de uso de suelo durante y antes de la década de los 90's en México.

Dentro de la transformación correspondiente al uso de suelo, hay una importante disminución de la cobertura vegetal original en México antes de los años 90s, la cual se puede explicar por el incremento de terrenos para la producción de ganado en los años 60s, donde la ganadería ocupaba 40% y la agricultura un 14% del territorio nacional (Masera et al. 1992). Ya en los 70s, el gobierno federal promovió programas de subsidios e inversiones para la expansión de la ganadería de bovinos (Masera et al. 1992) para financiar la apertura de tierras mediante el Programa Nacional de Ganaderización, la Comisión Nacional de

Desmontes y los Programas de Inversiones Públicas para el Desarrollo Rural (Merino-Pérez 2004, Cordera-Campos y Lomelí-Vargas 2005, Bravo-Peña et al. 2010), dichos cambios afectaron principalmente a los bosques primarios (Masera et al. 1992). Por último, las estimaciones al respecto coinciden en que antes de los años 90s, fue un periodo con una gran pérdida anual promedio de la vegetación en México de hasta 700 000 ha al año (Rosete-Vergés et al. 2014).

2.3 El cambio de uso de suelo durante la década de los 2000's en México.

Durante los siguientes años la pérdida de la vegetación en México disminuyó y se ha estabilizado, y en 2002 de acuerdo con la FAO: la deforestación en México era de 1.1 % anual. En los años siguientes, la FAO utilizó las series INEGI de uso de suelo y vegetación para actualizar sus datos (Mas et al. 2002, FAO 2005), aunque también existen los inventarios nacionales forestales por parte de CONAFOR (CONAFOR 2012), y conforme a las series INEGI para 2007 la tasa de pérdida por deforestación en México se había estabilizado en 500 000 ha al año (Rosete-Vergés 2014). Posteriormente en 2010, la FAO informó una tasa de deforestación del 0.5%, con una degradación forestal de 1.2% anual, y para 2011 una reducción de una tasa anual de 0.15% en deforestación. Por lo tanto, la disminución en los últimos años ha sido estable, de hecho en el periodo de 2010-2015 se registró una tasa anual de 0.1% en deforestación (FAO 2015).

2.4 Los estudios sobre los efectos del cambio de uso de suelo sobre la biodiversidad Mexicana y el uso de los modelos de distribución.

Entre los estudios que analizan los cambios antropogénicos en la distribución de las especies en México, varios han hecho uso de los modelos de distribución de especies (Iloldi-Rangel et al. 2002, Sánchez-Cordero et al. 2005, Peterson et al. 2006, Ballesteros-

Barrera et al. 2007, Ríos-Muñoz y Navarro-Sigüenza 2009, Contreras-Medina et al. 2010, Cuervo-Robayo y Monroy-Vilchis et al. 2012, Gadsden et al. 2012, Yáñez-Arenas et al. 2012, Rivera-Ortíz et al. 2013, Sierra-Morales et al. 2016). En estos trabajos se ha reconocido la importancia y el potencial que tienen los modelos de distribución, entendidos como: interpretaciones que se enfocan en determinar una distribución preferida por la especie basándose en factores ambientales (A; abiotic), bióticos (B; biotic) y de sitios geográficos. Estos últimos se refieren a cómo los cambios en la geografía han alterado los sitios a los que pueden acceder y distribuirse, dando como resultado una restricción histórica (M; mobility), en conjunto estos factores también son conocidos como BAM (Peterson 2009). Hacen uso de los modelos de distribución de especies con la finalidad de identificar las características climáticas (basadas en datos de precipitación y temperatura) y topográficas, que intervienen en la distribución de las especies, en relación a la complicada topografía de México. Asimismo, dichos trabajos entienden algunos componentes bióticos determinantes; como la cobertura vegetal o los tipos de vegetación, por medio de las series temporales de mapas de uso del suelo y vegetación. Igualmente, varios de estos estudios (Illoldi-Rangel et al. 2002, Ballesteros-Barrera et al. 2007, Ríos-Muñoz y Navarro-Sigüenza 2009, Contreras-Medina et al. 2010, Yáñez-Arenas et al. 2012, González-Fernández et al. 2018) son conscientes de las limitaciones de los modelos de distribución de especies al no ser capaces de reconocer el impacto real que ocasionan las actividades antropogénicas sobre las especies, debido a que requieren estudios de campo complementarios, para su adecuada afinación y confirmación del estado actual de las poblaciones. Por lo tanto, de manera general la literatura al respecto nos advierte y sugieren una grave pérdida de hábitat con el avance en las actividades antropogénicas.

2.5 Los modelos de distribución de especies.

La forma en la que los modelos de distribución de especies han interpretado los factores más importantes para describir la distribución de las especies (ambientales, bióticos y geográficos; BAM, Peterson y Soberón 2012) es por medio del uso de métodos con herramientas computacionales que establecen una relación entre dichos factores y los datos de presencia o ausencia reconocidos a lo largo de la distribución de las especies (Jiménez-Valverde et al., 2007, Soberón y Nakamura, 2009, Lobo et al., 2010), y hasta el momento Maxent es uno de los más utilizados (Phillips et al., 2006; Phillips y Dudík, 2008). Maxent es un software especializado, que trabaja con base en registros de presencia y un área definida como el límite geográfico, en la cual se realiza un muestro aleatorio de los factores previamente seleccionados como relevantes, con la finalidad de alcanzar a predecir la distribución ambiental típica de la especie (Elith et al. 2011). Es decir, genera un modelo nulo que describe el comportamiento de los factores utilizados en el área geográfica y los compara con el comportamiento de dichos factores asociados a los sitios donde sabemos que se distribuye la especie, y disminuye la divergencia entre ambos modelos (maximiza la entropía) para estimar el parecido de las condiciones ambientales suficientes para albergar a la especie contra las condiciones del área delimitada (Elith et al. 2011), es decir, una hipótesis de distribución.

2.6 La interpretación y desempeño de los modelos de distribución de especies.

La evaluación para generar los modelos de distribución de especies se realizó anteriormente de una manera no adecuada con el uso de la ROC (Lobo 2008) y en consecuencia surgió un método alternativo que utiliza una modificación a la curva ROC

llamado ROC-parcial (Peterson y Nakazawa 2008). Este método se centra en evaluar el desempeño del modelo al predecir las presencias verdaderas relacionadas a una identidad ambiental. Debido a que existen cuatro posibles escenarios en los que se puede evaluar qué tan bien se desempeña el modelo (presencia verdadera, presencia falsa, ausencia verdadera, ausencia falsa), la ROC parcial se restringe con las siguientes aseveraciones: se valora a la presencia sobre la ausencia, debido a que la ausencia no está limitada sólo a factores ambientales (existen factores adicionales por ejemplo; históricos, geográficos) y se descarta, la parte en la que se evalúa el desempeño del modelo en predecir las falsas ausencias, de esta manera, solo toma en consideración evaluar la parte congruente del modelo. Por consiguiente, el error de omisión tiene una gran importancia, el cual discierne entre modelos buenos a excelentes, de manera que un excelente modelo es aquel que tiene menor error de omisión (gráficamente en la ecuación 1- error de omisión, y es más cercano a 1).

2.7 Las respuestas de los reptiles a las alteraciones antropogénicas.

Entre las especies de reptiles se reconoce la existencia de distintos grados de vulnerabilidad frente a las alteraciones de la cobertura vegetal, empezando con algunas especies que presentan una tolerancia alta o media a los disturbios, dependiendo si son especies oportunistas, de campo abierto, borde o generalistas (p. ej. *Ameiva undulata*, *Anolis maculiventris*, *Boa constrictor*, *Ctenosaura similis*, *Iguana iguana*, *Urosaurus ornatus*) (Germaine y Wakeling 2001, Kanowski et al. 2006, Macip-Ríos y Muñoz-Alonso 2008, Rengifo et al. 2015, Acuña-Vargas 2016), llegando a proliferar debido a una mayor disponibilidad de alimento (Macip-Ríos y Casas-Andreu 2008). Específicamente, aquellas especies de serpientes que presentan alta capacidad de dispersión, pueden adaptarse

eficientemente a ambientes antropizados con una adecuada disposición de alimento (p. ej. *Philodryas olfersii*) (Adams 1994, Hartmann y Marques 2005, Armesto et al. 2011), sitios de anidación y termorregulación (p. ej. *Thamnophis sirtalis*, *T. elegans*) (Slip y Shine 1988). De hecho, en ocasiones los recursos necesarios para la adecuada proliferación de las especies de serpientes son generados por el mismo cambio antropogénico, por ejemplo; un aumento en la abundancia de presas por especies invasoras (Gregory e Isaac 2004, King et al. 2006) o la proliferación de roedores debido a actividades agrícolas (Macip-Ríos y Casas-Andreu 2008). Igualmente, con la creación de sitios de anidación al construir montículos de hojas apiladas o pilas de compostas (p. ej. *Pantherophis obsoletus*) (Blouin-Demers y Weatherhead 2001, Blouin-Demers et al. 2004), generación del hábito arbóreo con la plantación de árboles frutales (p.ej. *Corallus hortulanus*) (Henderson y Winstel 1995) y en el caso de las especies acuáticas, la creación de un hábitat adecuado con presas disponibles, al crear lugares más habitables con aguas más cálidas o profundas, debido a la creación de sistemas hídricos para el aprovechamiento humano (p.ej. *Regina septemvittata*, *Nerodia sipedon*) (Barrett y Guyer 2008).

Por el contrario, existen especies de baja tolerancia a los disturbios conocidas como especies especialistas (p.ej. *Anolis mariarum*, *Enuliophis sclater*, *Gnypetoscincus queenslandiae*, *Lepidophyma smithi*, *Sibon nebulatus*, *Tantillita lintoni*) (Glor et al. 2001, Kanowski et al. 2006, Macip-Ríos y Muñoz-Alonso 2008, Gómez et al. 2013), que tienen requerimientos específicos, por ejemplo necesitan de mayor humedad, sombra, temperatura, disponibilidad de alimento, micro-hábitats específicos como sitios especiales para: anidar, habitar, dormir, cazar en diferentes estadios del desarrollo, o vulnerabilidades como exposición a depredadores (Molina-Zuluaga y Gutiérrez-Cárdenas 2007, Hawlena et

al. 2010, González-Pérez 2017). Ya en el caso de algunas especies de serpientes, se ven amenazadas directamente por el hombre debido al comercio ilegal (por su piel o para mascotas) (p.ej. *Crotalus atrox*, *C. simus*), al ser eliminadas por ser consideradas dañinas para las personas (p.ej. *Coluber mentovarius* y *Senticolis triaspis*, *Conopsis lineata* y *C. nasus*) (Nilson et al.1990, Filippi y Luiselli, 2000, Racero-Casarrubia et al. 2008, Urbina-Cardona et al. 2008, Uriarte-Garzón et al. 2014), y la alta presencia humana que limita su movilidad a distancias más cortas y con menor frecuencia (Urbina-Cardona et al. 2008). Por lo tanto, existen distintas y diversas formas en las que las perturbaciones antropogénicas pueden afectar a las especies, dependiendo si son generalistas o especialistas.

2.8 La sistemática actual de las especies de *Thamnophis* endémicas a México.

En cuanto a los trabajos sistemáticos que incluyen a las especies de *Thamnophis* endémicas a México, estas forman parte de un clado monofilético específico conocido como las “*Thamnophis* del sur” (McVay et al. 2015) y algunas especies del género *Thamnophis* han sido reconocidas recientemente. Por ejemplo el caso de *T. godmani* que resultó ser un complejo de especies, la cual se dividió en *T. bogerti*, *T. conanti* y *T. lineri* (Rossman y Burbrink 2005). Por lo que la taxonomía de las especies de *Thamnophis* se ha esclarecido y modificado recientemente (McVay et al. 2015).

2.9 Las especies de *Thamnophis* y su historia natural.

El trabajo más completo acerca de la historia natural de las especies del género *Thamnophis* (Rossman et al. 1996 y Rossman y Burbrink 2005), muestra una idea de las distribución de las especies endémicas a México como las concebimos actualmente (Anexo

2) (especies distribuidas en los grandes sistemas montañosos del territorio nacional, básicamente en la Sierra Madre Oriental, la Sierra Madre Occidental y de la Faja Volcánica Transmexicana), su alimentación, tipos de vegetación y hábitos. Aunque hay casos de distribuciones incompletas (con áreas no completamente definidas, como el caso de *Thamnophis chrysocephalus*), poniendo en duda qué tan detallada está la distribución de las especies del género *Thamnophis* y sin mencionar su relación con las actividades antropogénicas.

2.10 Los estudios sobre cambio de uso del suelo en especies de *Thamnophis*.

De acuerdo a Venegas-Barrera y Manjarrez (2011), la estimación de la alteración en la distribución de las especies de *Thamnophis* (un estudio sobre la riqueza específica de 25 especies de *Thamnophis* dentro del territorio Mexicano) al igual que la mayor riqueza de especies está en las provincias de la Faja Volcánica Transmexicana, de Oaxaca, de la Sierra Madre Oriental y Occidental. Cabe mencionar que ese trabajo fue enfocado mayoritariamente a las Regiones Terrestres Prioritarias, las cuales forman parte de un 70.8 % de la distribución de dichas especies y se realizó a partir de las distribuciones encontradas por Rossman et al. (1996), Rossman y Burbrink (2005). Dichas distribuciones las comparan con las áreas modificadas en uno de los usos de suelo por parte de CONABIO (1993-1999) correspondiendo a la Serie II del INEGI, y definió áreas alteradas como: la agricultura, pastizales y áreas urbanas, coincidiendo con dichas distribuciones en un 25.8%. Concretamente, encuentran que las especies *T. scalaris*, *T. scaliger*, *T. melanogaster* y *T. postremus* como las más afectadas por las alteraciones antropogénicas; y en contraste a *T. godmani*, *T. exsul* y *T. nigronuchalis* como las menos afectadas. Además, son identificados

dos patrones uno altitudinal y uno climático, donde las especies se encuentran generalmente en altitudes mayores de 1000 msnm, en su mayor parte en zonas de climas templados a muy fríos. Por último, este trabajo aporta también rasgos más finos acerca de su ecología y da un primer acercamiento al estado de afectación de las especies de *Thamnophis* en México.

El siguiente estudio relevante es el de González-Fernández et al. (2018) que se centra en el efecto del cambio de uso del suelo y el cambio climático, el cual toma en cuenta variables climáticas, topográficas y de uso del suelo (Serie V INEGI; 2013), para generar modelos de distribución de especies (MAXENT), en el presente y para el 2050, con registros de presencia obtenidos de GBIF, iNaturalist, pero mayoritariamente con un 60% de registros en campo, de cinco especies del Faja Volcánica Transmexicana (*T. cyrtopsis*, *T. eques*, *T. melanogaster*, *T. scalaris*, y *T. scaliger*). Específicamente hallaron que entre las variables más importantes para determinar la distribución de las especies de *Thamnophis* se encuentra la vegetación árida, la cual tiene un efecto negativo y la temperatura: concretamente la temperatura más baja del mes más frío; excepto en *T. scalaris* (especie de clima más frío), vulnerable a la temperatura más alta del mes más cálido. Asimismo, las variables importantes para definir la distribución de *T. scalaris* y *T. scaliger* son la cercanía al bosque de *Abies* y la presencia de pastizales cercanos a los bosques. Mientras que en los casos de *T. eques* y *T. melanogaster*, los altos grados de alteración resultaban contraproducentes y la elevación era la variable más importante para explicar su distribución. Reconocieron patrones de vegetación y temperatura para las poblaciones de las especies que viven en el Faja Volcánica Transmexicana, e infirieron que

especies reconocidas por tolerar las alteraciones antropogénicas no las toleran del todo, porque requieren del hábitat conservado.

3. Objetivos

Objetivo general:

Evaluar las modificaciones del cambio de cobertura vegetal asociadas a la distribución de las especies endémicas del género *Thamnophis* en México.

Objetivos particulares:

Obtener y georreferenciar los registros útiles existentes en sistemas de información sobre biodiversidad y colecciones científicas nacionales de las especies del género *Thamnophis* endémicas a México.

A partir de realizar los modelos de distribución de especies obtener una hipótesis de la distribución de cada una de las especies endémicas en el país.

Evaluar cuáles han sido los cambios en la distribución de cada una de las especies endémicas a México del género *Thamnophis* en las últimas tres décadas, tomando en cuenta los posibles efectos del cambio en la cobertura vegetal para cada especie.

4. Métodos

Se construyó una base de datos con los registros de recolectas científicas del Global Biodiversity Information Facility (GBIF), que se complementó con los registros obtenidos de distintas colecciones científicas (Anexo 5). Para los datos no georreferenciados pero con localidad dentro del territorio nacional se utilizaron como referencia los gaceteros en línea (<http://www.fallingrain.com/world>, <http://www.traveljournals.net>). Para elegir los registros a utilizar en los modelos de distribución de especies (a partir de los registros de la década

de los 90's) se hizo una revisión geográfica respecto a su distribución conocida (Rossman et al. 1996 y Rossman y Burbrink 2005; Anexo 2) para descartar registros geográficos que se encontraran en regiones completamente diferentes.

Se realizó una depuración ambiental: al removieron los valores atípicos en las variables analizadas para reducir el sesgo del patrón ambiental que se busca reconocer en los modelos a generar. Se utilizó el Sistema de Información Geográfica (ArcView 3.2, ESRI 1999) para extraer las condiciones climáticas de los registros, utilizándose 19 variables bioclimáticas para México (Cuervo-Robayo et al. 2013) y cinco variables topográficas (<http://edcdaac.usgs.gov/gtopo30/hydro>, Tabla 1). De entre este conjunto se encuentra el aspecto (orientación de la pendiente) que fue dividido en dos variables aspecto norte-sur (coseno*radianes) y aspecto este-oeste (seno*radianes, para tener en cada caso valores continuos de 1 a -1; Kobelkowsky-Vidrio, et al. 2014).

Tabla 1.- Lista de variables topográficas y climáticas utilizadas para generar los modelos de distribución de las especies de <i>Thamnophis</i> .	
Pendiente (Hslo)	Promedio de temperatura del cuatrimestres más húmedo (Bio 8)
Altitud (Hdem)	Promedio de temperatura del cuatrimestre más seco (Bio 9)
Índice topográfico (Htopo)	Promedio de temperatura del cuatrimestre más cálido (Bio 10)
Aspecto norte-sur (Hnest)	Promedio de temperatura del cuatrimestre más frío (Bio11)
Aspecto este-oeste (Hnort)	Precipitación anual (Bio12)
Promedio de la temperatura anual (Bio1)	Precipitación del mes más húmedo (Bio13)
Oscilación diurna de la temperatura (Bio2)	Precipitación del mes más seco (Bio14)
Isotermalidad (Bio3)	Estacionalidad de la precipitación (Bio15)
Estacionalidad de la temperatura (Bio4)	Precipitación del cuatrimestre más húmedo (Bio16)
Temperatura máxima del mes más cálido (Bio5)	Precipitación del cuatrimestres más seco (Bio17)
Temperatura mínima del mes más frío (Bio6)	Precipitación del cuatrimestres más cálido (Bio18)
Oscilación anual de la temperatura (Bio7)	Precipitación del cuatrimestres más frío (Bio19)

Para considerar los valores atípicos distantes y distintos del resto, se generaron gráficas de caja y bigote de cada una de las especies, con R 3.2.0 (R core Team 2013). Al

realizarlas se consideró un valor atípico cuando el valor excedió la distancia de 1.5 del rango intercuartílico, es decir, más allá de la distancia del grupo que ocupan el 50% de los datos. Concretamente para este trabajo se estableció un criterio de 3 veces el rango intercuartílico para los bigotes, que son aquellos registros que presentan valores considerados como atípicos extremos, por lo tanto, los valores mayores a éstos no se considera que pertenezcan a la mayoría de los datos (Scheldeman y van Zonneveld 2011), y en consecuencia fueron removidos. Es decir, un valor atípico climático se consideró como aquel registro con un valor extremo en al menos tres variables distintas, lo cual fue considerado como un registro distinto del grupo (Scheldeman y van Zonneveld 2011).

Para delimitar la extensión en la que se realizaron los modelos (área M) se consideraron las provincias biogeográficas de México (CONABIO 1997), a partir de la presencia de los registros resultantes de las depuraciones tanto geográficas como climáticas para cada especie. Únicamente para algunas especies que poseen una distribución muy restringida, se utilizaron patrones biogeográficos en menor escala (*T. exsul* y *T. conanti*). Tal fue el caso de *Thamnophis exsul*, una especie que solo habita en la provincia biogeográfica de la Sierra Madre Oriental, concretamente en la parte norte. En esta sierra se ha observado que la herpetofauna presenta una restricción altitudinal, a uno o dos tipos de vegetación, y en general, presenta tres subdivisiones importantes en cuanto a la herpetofauna (norte, centro y sur) (Canseco-Márquez et al. 2004). Dentro de esta división *Thamnophis exsul* corresponde a la subdivisión norte, zona de vegetación alpina y subalpina sumamente restringida (Canseco-Márquez et al. 2004). Por otro lado, *Thamnophis conanti* se encuentra en una pequeña zona de la Faja Volcánica Transmexicana y abarca una parte en el norte de Oaxaca. Zona que corresponde a las tierras altas de Oaxaca que no representan un área natural, sino una mezcla de dos componentes bióticos

entre la Sierra Madre del Sur y la Sierra Madre Oriental (León-Paniagua y Morrone 2009). En esta zona fue donde anteriormente se han descrito taxones que presentan el mismo patrón, por ejemplo, los roedores *Peromyscus furvus* y *P. latirostris* al sur de la Sierra Madre Oriental, donde hay una separación en su distribución dentro de esta provincia, con una especie que habita más al norte en Puebla y Veracruz, y la otra más al sur en el estado de Oaxaca (Ávila-Valle et al. 2012), como sucede con *T. conanti*, actualmente con su propia distribución separada de *T. godmani* (Rossman y Burbrink 2005).

Se sabe que existe el problema de que dos o más variables bioclimáticas se encuentren linealmente relacionadas, aportando información similar (Alin 2010), por lo tanto, es recomendable sólo seleccionar las variables que aportan información útil para generar el modelo (Dormann et al. 2013) y de esa manera evitar el sobreajuste de los modelos. Concretamente se consideró a la colinealidad como un problema: si al evaluar una variable está severamente relacionada con otra, de manera que sean variables diferentes midiendo información similar, a diferencia de la correlación que valora si dos variables tienen un patrón de comportamiento parecido. Para llevar esto a cabo, previo a la generación de los modelos fue necesario aplicar una prueba de colinealidad a través del factor de inflación de la varianza (VIF) (Zuur et al. 2010) por medio del paquete de “usdm” (Naimi 2015) en R 3.2.0 (R core Team 2013) a las 19 variables bioclimáticas y cinco topográficas, para conocer cuáles variables cuentan con efectos de colinealidad relevantes. Se eligió un valor de VIF mayor a 10, valor en el que las variables tienen problemas de colinealidad entre sí, es decir, se le da mayor importancia a una característica ambiental al considerarla más de una vez, de manera que las variables bioclimáticas y topográficas dejan de ser individuales y se vuelven más relevantes de lo que en realidad son, es decir, se sobre-

expresa información relevante en el modelo que queremos generar (Belsley 2005, Naimi et al. 2014).

Entre los programas para generar modelos de distribución de especies usando registros de bases de datos se encuentra Maxent 3.3.3k (Phillips et al. 2006, Phillips y Dudík 2008), el cual cuenta con un algoritmo de aprendizaje automático, que aplica el principio de máxima entropía, al comparar las variables presentes en los registros con puntos aleatorios a lo largo de la extensión geográfica elegida para cada especie. Se utilizó Maxent, ya que es una herramienta que ha demostrado de manera general tener un buen rendimiento en la predicción de modelos de distribución de especies (De Souza-Muñoz et al. 2011, Torres et al. 2012), comprobado en reptiles (Wilms et al. 2011, Gassert et al. 2013, Pantoja-Nóbrega et al. 2016), al ser eficiente para el manejo complejo entre variables y genera buenas predicciones, aún con tamaño de muestra pequeño (Pearson et al. 2007, Wisz et al. 2008).

Para generar los modelos en Maxent se eligió un formato de salida logística (lo cual da un estimado de las condiciones ambientales favorables para la especie de acuerdo a los datos de presencia, asigna un valor para cada píxel, con un 0.5 de prevalencia es decir, 50% de probabilidad de que el sitio pertenezca a su distribución), con un muestreo al azar ambientalmente en el área comparando los sitios donde se encuentra la especie, generando un mapa de la idoneidad del hábitat para cada especie, al separar las áreas inhabitables de las ambientalmente adecuadas, otorgando un valor cercano a 1 a las zonas ambientalmente adecuadas (Elith et al. 2011), es decir, se generó una hipótesis de distribución.

Se evaluó cada modelo al utilizar un 30% de los datos de presencia de cada especie (distintos al otro 70% utilizado para generar los modelos), y se realizaron 10 réplicas diferentes para cada especie. Para cada caso se tomaron registros de forma aleatoria para tener representada la variación entre los distintos modelos. Además, se utilizaron 10,000

registros de “background”, es decir, se tomaron registros al azar a lo largo del área “M” para muestrear sus valores ambientales (Phillips y Dudik 2008). Por último, del conjunto de dichas réplicas de modelos se seleccionó un consenso para este estudio: la mediana, que consiste en la semejanza de cada una de las réplicas, tomando en cuenta los conjuntos de valores más similares.

Para evaluar los modelos se utilizó la ROC parcial (Peterson y Nakazawa 2008), esta evalúa la parte congruente del modelo, elimina parte del espectro de la evaluación, enfocándose en valorar principalmente el error de omisión, para lo cual se utilizó el programa “Tool for Partial-ROC” (Narayani 2008), en R 3.2.0 con el paquete “ENMGadgets” (Barve y Barve 2016). Asimismo, se realizó un análisis Bootstrap, en el cual se obtuvo el promedio de los valores de “ratio” de cada una de las iteraciones, con una evaluación del 50% de los datos, con 1,000 réplicas bootstrap, y se consideró un error de omisión no mayor al 10% (Anderson et al. 2003); para generar dos histogramas en cada caso con sus respectivas distribuciones y así poder comparar el desempeño del modelo generado contra un modelo producido al azar en las mismas condiciones para cada especie. Ya en la práctica la distinción entre ambos modelos es debido a que el modelo generado al azar se distribuye sobre el valor 1 (el valor teórico adecuado esperado con el menor error de omisión), mientras un modelo con una distribución diferente al azar es más cercano al valor 2 (el valor observado con el menor error de omisión), de manera que ambos modelos son diferentes si sus distribuciones no se superponen, pero sobre todo si la distancia entre sus colas es mayor (Peterson y Nakazawa 2008). Por esta razón, para este trabajo se evaluó la distancia entre los histogramas de un modelo producido al azar y los modelos generados en Maxent para cada especie, y se consideró como un buen desempeño en el modelo que presentará: una distancia mayor a la mitad del valor teórico esperado (0.5).

Se generaron mapas binarios a partir de las salidas continuas de los modelos de distribución de especies para cada especie, para considerar el rango de valores dentro del área predicha como adecuada hasta donde los modelos predicen al menos el 90% de los registros de la especie, con un margen de error del 10% en los modelos (es decir: 10th percentile de la distribución continua, Anderson et al. 2003). Estos mapas binarios se interpolaron espacialmente con los cuatro mapas de uso de suelo y vegetación (serie II [INEGI 2000], serie III [INEGI 2005], serie IV [INEGI 2010] y serie V [INEGI 2013]), y se calculó el porcentaje de cambio de tres distintos tipos de uso del suelo (conservado, vegetación secundaria, degradado) para cada especie. De esta forma, se cuantificó el cambio dentro de la distribución de cada especie entre las zonas de vegetación primaria, zonas con vegetación degradada (zonas urbanas, agricultura, pastizal inducido) y zonas con vegetación secundaria en los diferentes escenarios temporales. Por último, se contabilizó la proporción de cada una de las zonas y se describieron dichos cambios.

5. Resultados

5.1 Base de datos.

Se obtuvieron 5153 registros de las 13 especies de *Thamnophis* endémicas a México. De manera general seis especies tuvieron más de 100 registros y siete más de 200 registros. Específicamente la especie con mayor número de registros fue *T. melanogaster* con cerca de 2000, y la menor *T. exsul*, que contó únicamente con 17 registros. Posteriormente, en la depuración geográfica se eliminaron en nueve especies menos del 10% de los registros y en tres más del 20% (Tabla 2). Más adelante, se realizó una depuración ambiental, a partir de las gráficas de caja y bigote de cada especie (Anexo 3), en la cual se eliminaron en seis

especies más del 30% de los registros (*T. godmani*, *T. mendax*, *T. nigronuchalis*, *T. pulchrilatus*, *T. scalaris* y *T. sumichrasti*) mientras que en otras seis especies más del 10% de los registros, y en dos especies (*T. conanti* y *T. lineri*,) menos del 5%. De las variables utilizadas en las gráficas de caja y bigote las topográficas mostraron tener una menor cantidad de datos atípicos. Por lo tanto, hubo una mayor depuración de datos en las variables climáticas y al final la cantidad de datos a trabajar se redujo a 3657 registros para las 13 especies de interés (Tabla 2).

Tabla 2. Cantidad de registros obtenidos de la base de datos antes y después de cada depuración (primer geográfica y posteriormente ambiental).			
Especies	Datos no depurados	Datos depurados geográficamente (1° depuración)	Datos depurados climáticamente (2° depuración)
<i>Thamnophis chrysocephalus</i>	302	297	258
<i>Thamnophis conanti</i>	38	38	34
<i>Thamnophis exsul</i>	17	17	15
<i>Thamnophis godmani</i>	366	352	142
<i>Thamnophis lineri</i>	47	45	45
<i>Thamnophis melanogaster</i>	1977	1936	1485
<i>Thamnophis mendax</i>	38	29	23
<i>Thamnophis nigronuchalis</i>	70	50	47
<i>Thamnophis pulchrilatus</i>	83	78	54
<i>Thamnophis scalaris</i>	544	459	343
<i>Thamnophis scaliger</i>	181	168	161
<i>Thamnophis sumichrasti</i>	195	154	86
<i>Thamnophis valida</i>	1295	1269	964

Las especies que contaron con una mayor cantidad de valores depurados climáticos y geográficos fueron *T. godmani*, *T. sumichrasti* (perdiendo cerca del 60% de registros), las de valores medios fueron *T. melanogaster*, *T. mendax*, *T. nigronuchalis*, *T. pulchrilatus*, *T. scalaris*, *T. valida* (con un porcentaje de pérdida cercano al 30%) y las que contaron con

menos fueron *T. chrysocephalus*, *T. conanti*, *T. exsul*, *T. godmani*, *T. lineri*, *T. scaliger* (con una pérdida cercana al 10%).

5.2 Análisis de colinealidad de variables.

En el análisis VIF se seleccionó las variables a utilizar sin valores altos de colinealidad para cada especie (Tabla 3), y se obtuvo entre 13 y 9 variables por especie, excepto *T. exsul* en la que se utilizaron 8 variables. Por tanto, se descartaron entre el 40% al 55% del total de las variables, para cada especie.

Tabla 3. Tabla de capas climáticas y topográficas resultantes del factor de inflación de varianza. Para cada especie aparecen marcadas con x las variables utilizadas, ya que cuentan con valores de VIF ≤ 10 (con menor colinealidad).

Especies	Bio1	Bio2	Bio3	Bio4	Bio5	Bio6	Bio7	Bio8	Bio9	Bio10	Bio11	Bio12	Bio13	Bio14	Bio15	Bio16	Bio17	Bio18	Bio19	hdem	hsl0	htopo	hnest	Hort
<i>T. chrysocephalus</i>		x	x	x								x			x		x	x	x	x	x	x	x	x
<i>T. conanti</i>			x			x						x		x	x		x	x	x		x	x	x	x
<i>T. exsul</i>			x				x		x						x		x	x					x	x
<i>T. godmani</i>		x	x	x					x				x	x	x			x	x		x	x	x	x
<i>T. lineri</i>			x			x	x						x		x			x		x		x	x	x
<i>T. melanogaster</i>		x	x						x			x			x		x	x	x	x	x	x	x	x
<i>T. mendax</i>		x		X					x				x	x	x			x			x	x	x	x
<i>T. nigronuchalis</i>		x	x						x						x		x	x	x	x	x	x	x	x
<i>T. pulchrilatus</i>		x	x						x			x			x		x	x	x	x	x	x	x	x
<i>T. scalaris</i>		x		x								x			x		x	x	x	x	x	x	x	x
<i>T. scaliger</i>		x	x	x								x			x		x	x	x	x	x	x	x	x
<i>T. sumichrasti</i>		x		x		x								x	x		x	x	x	x	x	x	x	x
<i>T. valida</i>		x		x		x									x		x	x	x		x	x	x	x

Posteriormente se generaron los modelos de distribución con MAXENT y se obtuvieron los porcentajes de contribución de cada variable (Anexo 4) para cada una de las especies.

5.3 Evaluación de los modelos.

Los modelos de distribución de especies mostraron una buena capacidad predictiva con un valor de AUC ratio mayor a 1, sin sobreponerse entre los valores esperados al azar y

los valores obtenidos, con una distancia importante entre los histogramas (Tabla 4). Con las excepciones de *T. exsul*, que es la especie con menos registros, y *T. pulchrilatus*, en donde se eligió el mejor modelo de los 10 generados, ya que de todas las especies fueron éstas las únicas especies en las que se mostró un desempeño inadecuado.

Como ejemplo de la evaluación de modelos en la Figura 1 se muestra la evaluación de la especie *T. melanogaster*. En la distribución del modelo producido al azar, tiene una distribución cercana 1, en cambio en el modelo generado usando los registros de la especie cuenta con una mediana de 1.81, por lo tanto, es un modelo adecuado al ser muy distinto de lo que se esperaría de un modelo generado al azar.

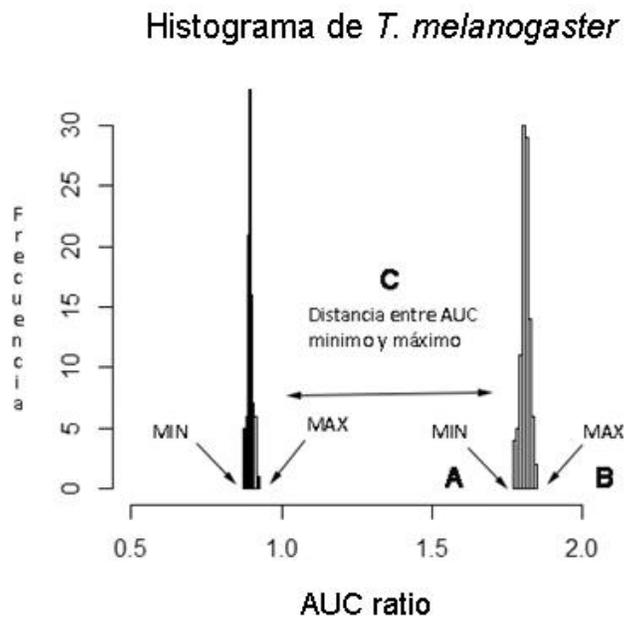


Figura 1. Gráfica bootstrap de la ROC parcial. Distribución de los diferentes muestreos con reemplazo (bootstrap) del análisis de la ROC parcial, a la izquierda el histograma de los valores esperados al azar y a la derecha el histograma generado para *Thamnophis melanogaster*.

Tabla 4. Evaluación de los modelos generados con Maxent a partir de los muestreos con reemplazo (bootstrap) de la ROC parcial.				
Especies	AUC mínimo (A)	Mediana de los valores de AUC	AUC máximo (B)	Distancia entre AUC mínimo - máximo (C)
<i>T.chrysocephalus</i>	1.268	1.343	0.6425	0.6255
<i>T. conanti</i>	1.991	1.994	0.9979	0.9931
<i>T. exsul</i>	1.451	1.564	0.9957	0.4553
<i>T.godmani</i>	1.562	1.743	0.912	0.65
<i>T. lineri</i>	1.939	1.972	0.9969	0.9421
<i>T. melanogaster</i>	1.775	1.81	0.9201	0.8549
<i>T. mendax</i>	1.738	1.811	0.9677	0.7703
<i>T. nigronuchalis</i>	1.618	1.823	0.996	0.622
<i>T. pulchrilatus</i>	1.272	1.894	0.8492	0.4228
<i>T. scalaris</i>	1.728	1.598	0.9704	0.7576
<i>T.scaliger</i>	1.939	1.972	0.9969	0.9421
<i>T. sumichrasti</i>	1.771	1.848	0.964	0.807
<i>T. valida</i>	1.769	1.792	0.8996	0.8694

La distribución de las especies de *Thamnophis* endémicas a México se presentan principalmente en el centro del país asociadas a la Faja Volcánica Transmexicana, lugar donde podemos encontrar hasta 5 especies en una misma zona. Igualmente, las encontramos en la Sierra Madre Oriental, Sierra Madre Occidental y escasamente en la Costa del Pacífico (Anexo 6).

Riqueza de las especies endémicas de *Thamnophis* a México.

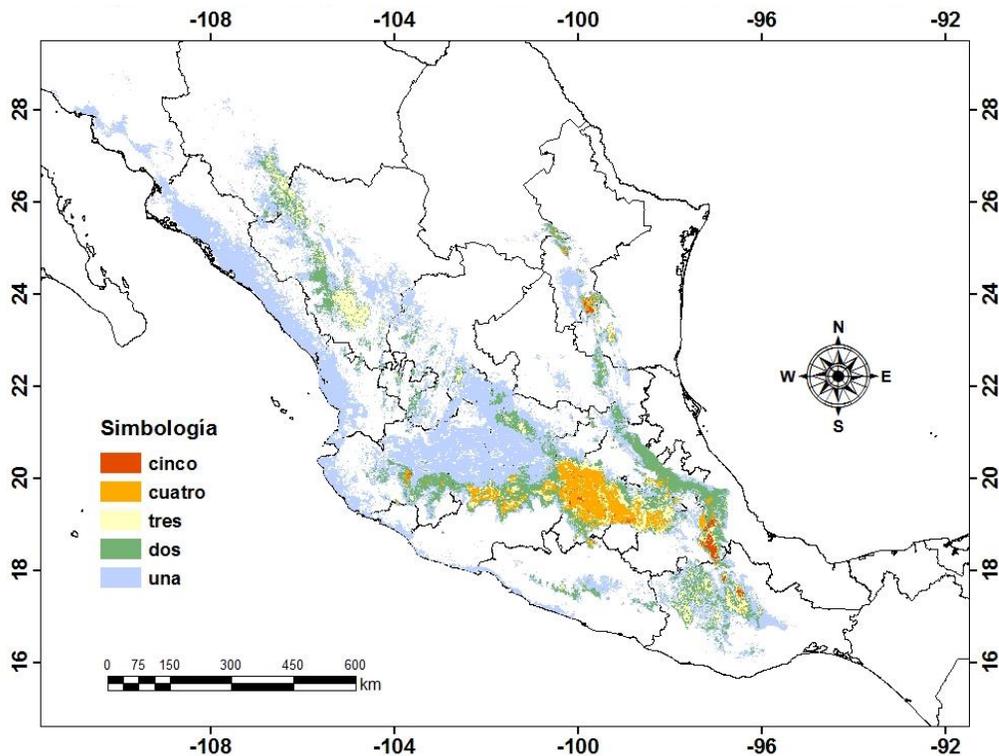


Figura 2. Mapa de la riqueza específica de las especies endémicas del género *Thamnophis* a México.

5.4 Tipos de vegetación potencial en la distribución de las especies de *Thamnophis* endémicas a México.

De acuerdo con un escenario hipotético sin perturbación, las especies de *Thamnophis* endémicas a México tienen preferencia por 10 tipos de vegetación en específico (Tabla 5). De manera general, el bosque de coníferas y encinos es el tipo de vegetación más asociado a la distribución de más especies del género *Thamnophis* (forma parte de más del 50% de la distribución de 9 especies), seguido por el bosque tropical caducifolio (conforma más del 25% en 4 especies) y en tercer lugar el matorral xerófilo (con más del 40% en 2 especies y cerca del 10% en 6 especies) (Anexo 7).

Tabla 5. Porcentajes de los tipos de vegetación (de acuerdo a la clasificación de Rzedowski 1990) asociados a la distribución de cada especie.

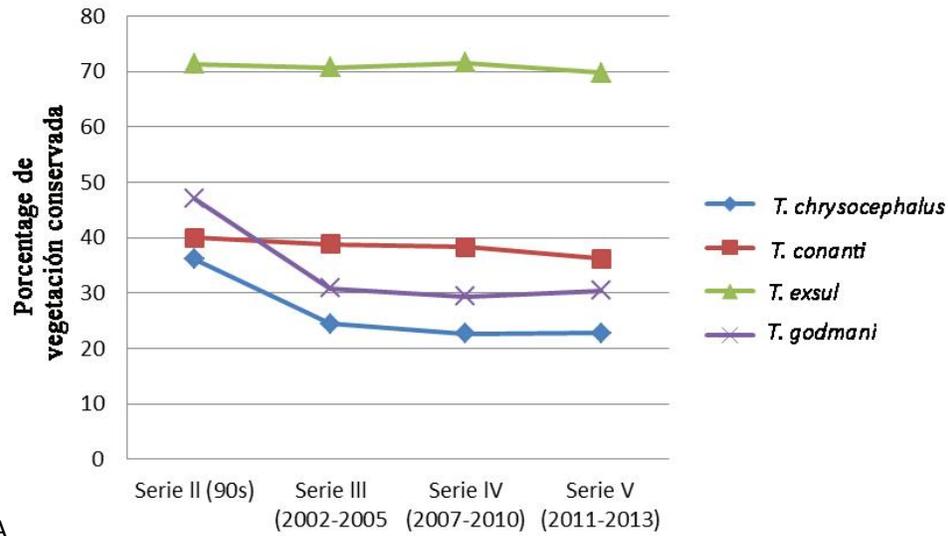
Especies	Bosque de coníferas y encinos	Matorral xerófilo	Bosque tropical caducifolio	Bosque mesófilo de montaña	Pastizal	Vegetación acuática y subacuática	Bosque espinoso	Bosque tropical subcaducifolio	Bosque tropical perennifolio
<i>T. chrysocephalus</i>	63%		27%	8%					2%
<i>T. conanti</i>	57%	43%							
<i>T. exsul</i>	45%	55%							
<i>T. godmani</i>	78%	14%		8%					
<i>T. lineri</i>	80%		5%	11%					4%
<i>T. melanogaster</i>	41%	8%	26%		18%	2%	5%		
<i>T. mendax</i>	38%	14%	37%	7%				4%	
<i>T. nigronuchalis</i>	93%	1%	5%		1%				
<i>T. pulchrilatus</i>	69%	9%	12%	3%	4%	2%	1%		
<i>T. scalaris</i>	83%	4%	4%	4%	3%	2%			
<i>T. scaliger</i>	76%	9%	4%		6%	5%			
<i>T. sumichrasti</i>	61%	11%	5%	22%				1%	
<i>T. valida</i>	6%	2%	44%			3%	39%	6%	

5.5 Evaluación del cambio del uso de suelo en la distribución de las especies de *Thamnophis* endémicas a México a través del tiempo.

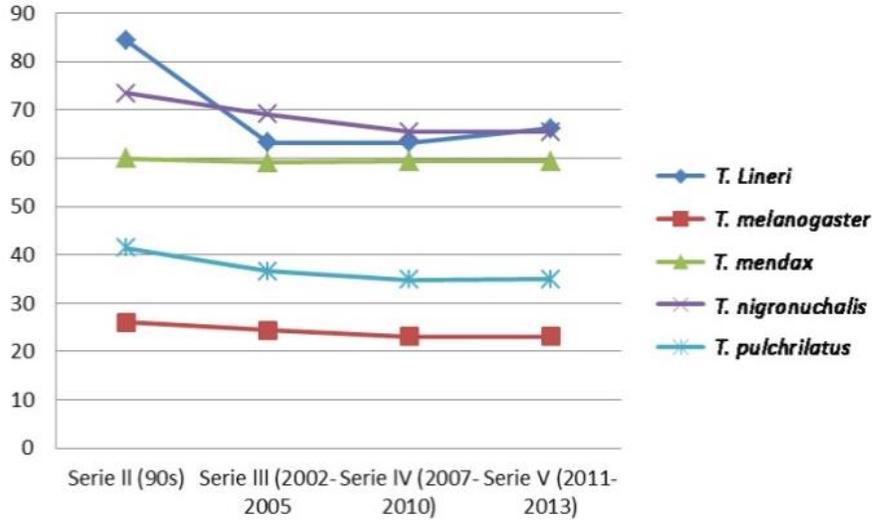
En un principio se observó un descenso marcado (oscila entre -0.63% hasta -21%), en el porcentaje de la cobertura vegetal conservada entre los 90s e inicio de los 2000s (de Serie II a Serie III) en la distribución de las distintas especies endémicas de *Thamnophis* a México. A partir de la Serie III de uso de suelo y vegetación (2002 a 2005) se observa una estabilización en el porcentaje perdido (un rango del +0.83 a -3.63%) y en el último periodo de la Serie V (2011 a 2013) (el cambio es de +2.98% a -2.13%) destaca que incluso en algunas especies se observó una pequeña recuperación en los tipos de vegetación conservada (Figura 3a, b, c). En general, el descenso observado en el porcentaje de la cobertura vegetal conservada entre los 90s y 2011-2013 (Serie II y Serie V) fue diverso, de entre un rango de -0.63% s -18.12%, porcentaje de cambio que afectó principalmente a *T. chrysocephalus*, *T. godmani* y *T. lineri*. Por otro lado, la recuperación en la cobertura vegetal conservada se presentó mayormente en el caso de *T. lineri* con un aumento del

2.9% en el último escenario temporal (2011-2013), y en la distribución de la especie *T. exsul* con una recuperación del 0.8% en el penúltimo periodo (2007-2010) (Tabla 6).

Vegetación conservada



A



B

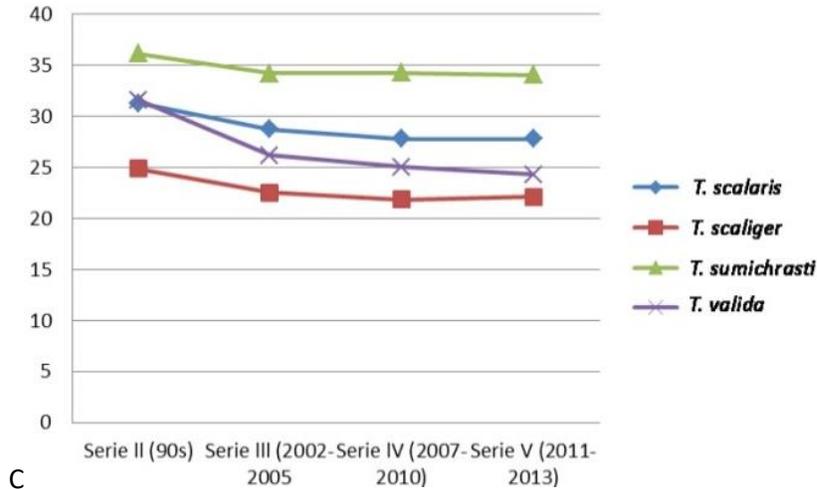


Figura 3 a, b y c. Cambio de vegetación conservada en la distribución de las especies endémicas a México del género *Thamnophis* (90s-2013). A) *T. chrysocephalus*, *T. conanti*, *T. exsul* y *T. godmani*, B) *T. lineri*, *T. melanogaste*, *T. mendax*, *T. nigronuchales*, *T. pulcrilatus*, C) *T. scalaris*, *T. scaliger*, *T. sumichrasti*, *T. valida*. Durante los años 90s a 2002-2005 observamos una pérdida de mayor al 10% de vegetación conservada de *T. chrysocephalus*, *T. godmani*, *T. lineri*, pero el descenso es general. Posteriormente en el periodo 2002-2005 a 2007-2010 se observa una pérdida general pero en menor medida y en el lapso de tiempo de 2007- 2010 a 2011-2013 se presentan tanto pérdidas como ganancias menores.

Se observa un incremento en la frontera agropecuaria a lo largo de la distribución de las especies de *Thamnophis*, debido a la degradación de tipos de vegetación conservada a otros usos de suelo (Anexo 8). En general se observa una oscilación en el cambio de la vegetación secundaria en la distribución de las especies de *Thamnophis*, afectando especialmente a *T. chrysocephalus*, *T. godmani* y *T. lineri* con un incremento mayor al 10% de vegetación secundaria entre los 90s y 2000s (Figura 4). Por otro lado, las especies más afectadas en cuanto a hábitat degradado se refiere son *T. melanogaster*, *T. scalaris*, *T. scaliger*, *T. valida*. Concretamente los patrones observados a partir de los porcentajes de la calidad de hábitat en los diferentes escenarios temporales trabajados (Figuras 3, 4 y 5; Anexo 9) revelan que las modificaciones en el uso de suelo convirtieron (en un inicio de forma brusca y posteriormente gradual) los sitios en los que se distribuyen las especies

trabajadas en vegetación secundaria y al centro del país de manera más intensa en lugares completamente transformados.

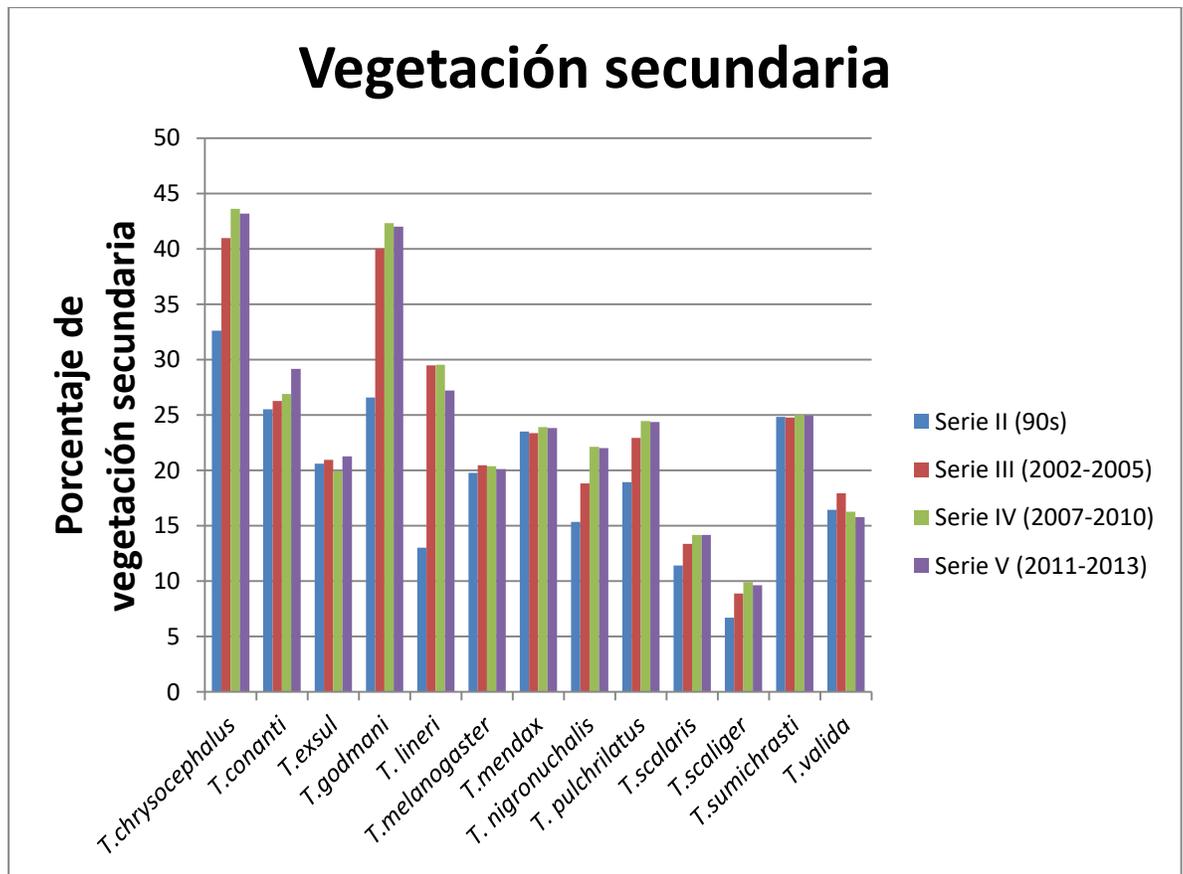


Figura 4. Cambio de vegetación secundaria en la distribución de las especies endémicas a México del género *Thamnophis* (90s-2013). Durante los años 90s a 2002-2005 observamos un incremento mayor al 15% de vegetación secundaria en la distribución de *T. godmani*, y *T. lineri*, seguidas de *T. chrysocephalus* con un aumento mayor al 8% pero el incremento es general (excepto por *T. mendax* y *T. sumichrasti*). Mientras que en el periodo de 2002-2005 a 2007-2010 se observa un aumento general como ganancias menores y en el lapso de tiempo de 2007-2010 a 2011-2013 el cambio es leve y en algunas especies se mantienen los porcentajes (excepto en *T. conanti* y *T. lineri*).

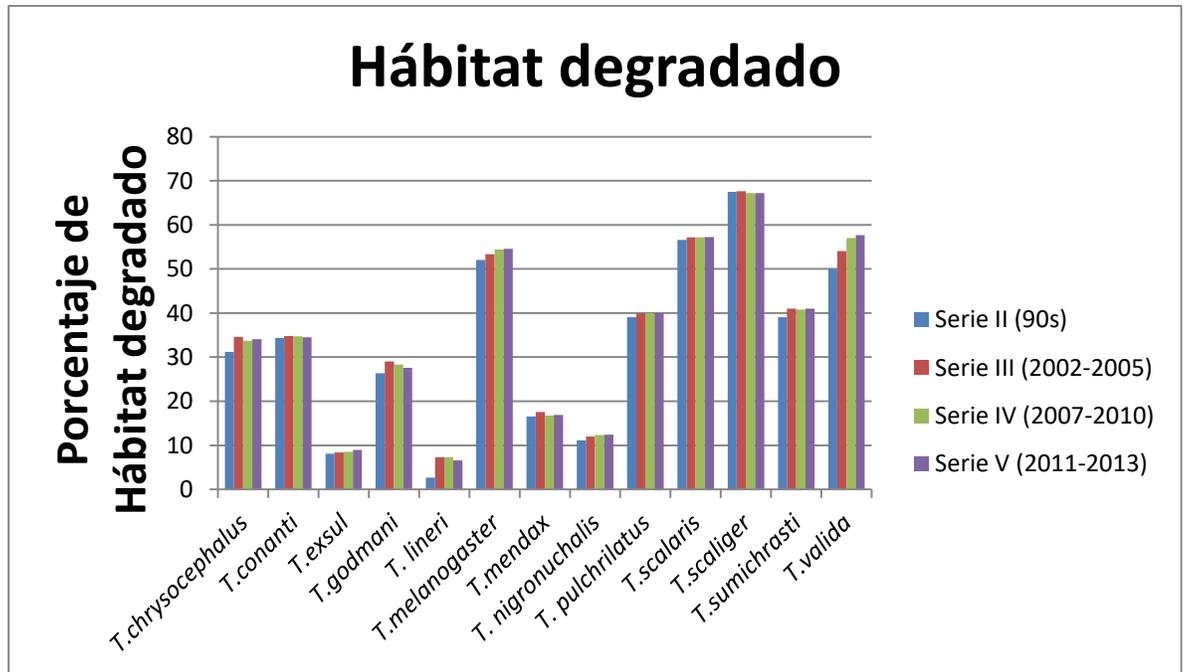


Figura 5. Cambio de porcentajes de hábitat perturbado en la distribución de las especies endémicas a México del género *Thamnophis* (90s-2013). Los cambios más relevantes los encontramos en la distribución de *T. lineri* (4.6%) y *T. valida* (4%). De manera general hay un incremento leve en general en la distribución de las especies trabajadas.

6. Discusión

6.1 Base de datos.

La diferencias en el número de registros entre las diferentes especies analizadas depende de sus distintas propiedades como la composición y abundancia relativa en las que se organizan sus individuos para dar forma de la distribución de cada especie (Lynch 1991, Waide 1991, Ramírez-González 2006). Dicha forma puede variar en cada especie en su densidad, de manera que los individuos de las especies pueden ir desde muy abundantes hasta muy raros, con un arreglo en forma de manchones o mosaicos, con centros de abundancia: que conforme a la distancia se ve reducido el hábitat adecuado, con una disminución en su abundancia (Rapoport y Monjeau 2001). Asimismo, todo esto está ligado a los métodos con sus respectivos sesgos que existen al hacer muestreos biológicos

(p. ej. la accesibilidad o detectabilidad) estas conformaciones en la distribución de las especies se traducen en una diferencia en la cantidad de localidades muestreadas, de hábitats indagados y de individuos colectados (Navarro et al. 2003, Ramírez-González 2006, Hortal et al. 2008), por ende, que haya una menor o mayor cantidad de los registros a lo largo de las distintas especies consideradas en este trabajo es una diferencia esperada. De hecho, son consistentes con lo reportado por otros autores que las han estudiado anteriormente (González-Fernández et al. 2018).

Las especies endémicas a México del género *Thamnophis*, de acuerdo con este trabajo y lo encontrado en la literatura, se consideran: dentro de categorías tanto de generalistas como de especialistas. Adicional a estas categorías existe una relación entre los registros y el tamaño de área de distribución de las especies endémicas con distribución geográfica restringida, como es el caso de *T. conanti*, *T. exsul*, *T. godmani*, *T. lineri*, *T. mendax*, *T. nigronuchalis* o *T. sumichrasti*, las cuales presentan propiedades de las especies especialistas, como requerimientos específicos del hábitat o recursos, los cuales se presentan en pocos lugares o en pocas cantidades (Bock y Ricklefs 1983, Gaston et al. 1997), lo que ocasiona que haya un menor número de localidades e individuos para muestreo y conlleva una menor cantidad de registros. Por el contrario, en los casos de las especies con amplia distribución como *T. valida*, *T. scaliger*, *T. scalaris*, *T. melanogaster* o *T. chrysocephalus*, responden a las propiedades de especies generalistas, las cuales toleran un amplio espectro de condiciones ambientales, alcanzando altas densidades y la posibilidad de habitar sitios más diversos, es decir, hay una mayor cantidad de individuos que pueden ser encontrados en una mayor cantidad de localidades (Benayas 2009), lo que resulta en una mayor cantidad de registros. Cabe mencionar, que la riqueza y abundancia de las especies del género *Thamnophis* es mayor en las provincias de la Faja Volcánica

Transmexicana y de Oaxaca (Venegas-Barrera y Manjarrez 2011), donde se distribuyen estas especies generalistas, algo ya percibido en la herpetofauna (Escalante et al. 2002, Ochoa-Ochoa y Flores-Villela, 2006), en lugares provistos de bosques: ecosistemas con una mayor producción y flujo de energía (Maass 2003). Cada especie de *Thamnophis* endémica a México puede ser catalogada como especies generalistas o especialistas, a partir de su historia natural particular, relacionada con su distribución y abundancia.

Existen ciertas implicaciones al trabajar con registros de colecciones científicas, porque son una muestra incompleta de la diversidad biológica (Navarro et al. 2003, Luna-Plascencia et al. 2011). Para empezar, las colecciones científicas no se dan abasto para muestrear adecuadamente a la biodiversidad Mexicana o el acceso a la disposición de datos tiene una serie de complicaciones (la falta de computarización de datos, manejo y actualización de datos, o la distribución de datos). Razón por la cual especies como *T. exsul* cuentan con tan poco registros para este trabajo, así como el descarte de algunas especies endémicas de *Thamnophis* a México como *T. bogerti* (especie que contó con pocos registros disponibles: menos de 10), debido a su restringida distribución al norte de Oaxaca (Rossman y Burbrink 2005).

Continuando con los problemas que presentan trabajar con registros de colecciones científicas, se encuentra el sesgo de muestreo (p. ej. el muestreo asociado a carreteras observado en reptiles, Steen y Smith, 2006), el cual está relacionado con las características propias de cada especie y es un problema ya que no es un muestreo al azar; algunas especies son más susceptibles al esfuerzo de muestreo y requieren muestreos especiales para lograr encontrarlas (mayor esfuerzo de muestreo) (Urbina-Cardona y Reynoso-Rosales 2005, Ramírez-González 2006). De hecho, en el caso de las serpientes son más difíciles de observar y ubicar, debido a sus hábitos discretos y escurridizos (Percino-Daniel et al. 2013).

Es debido a todos estos problemas antes mencionados, que es necesario agregar un filtro que le dé consistencia y reduzca los sesgos relacionados a los registros de colecciones científicas, por lo tanto, las bases de datos requieren una validación, examinación y depuración por parte de expertos taxonómicos (Hortal et al. 2008, Maldonado et al. 2015). Para dicha depuración se consideró por una parte la existencia de registros inhabituales o incorrectos respecto a la geografía, se eliminaron los registros muy alejados de la distribución geográfica conocida (Rossman et al. 1996 y Rossman y Burbrink 2005). De igual manera, se consideró la existencia de valores ambientales poco comunes o atípicos, tomando en cuenta un concepto conocido como anisotropía; descrito como la irregularidad de la abundancia dentro de la distribución de la especie, con la existencia de espacios vacíos en el área de distribución por las discontinuidades ambientales, es decir, la posibilidad de encontrar al individuo varía a lo largo del área de distribución y es más frecuente en ciertas partes de su distribución (Rapoport y Monjeau 2001, Soberón y Peterson 2011). Asimismo, es reconocida la existencia de lugares en donde no se distribuye normalmente (Rapoport y Monjeau 2001, Soberón y Peterson 2011), estas localidades no forman parte de la distribución natural de la especie, por lo que su eliminación ayuda a definir los límites de los rangos ambientales preferido por las entidades naturales que buscamos determinar (Scheldeman y Van Zonneveld 2011). Por consiguiente, se obtuvieron registros con una mayor consistencia geográfica y ambiental, lo cual describe mejor las preferencias y capacidades de cada especie, es decir, el área de distribución es una superficie de respuesta óptima a los retos ambientales (Rapoport y Monjeau 2001). Por último, de acuerdo con la literatura, son pocos los trabajos que toman en cuenta la necesidad de realizar una depuración geográfica y ambiental, como el trabajo de Martínez-Méndez et al. (2016), en el que se eliminó una parte considerable de registros, estudio que

obtuvo modelos de distribución de especies con un desempeño alto y una concordancia en las preferencias altitudinales de las especies. Por lo tanto, se atribuye como un comportamiento esperado en la depuración, a la disminución observada de registros en mayor o menor medida de las bases de datos en las diferentes especies endémicas a México del género *Thamnophis*; debido a las particularidades de cada especie ya sean especies generalistas o especialistas, y a los problemas que conlleva trabajar con registros de colecciones científicas.

6.2 Modelos de distribución de especies.

La explicación de la creación y el uso de métodos como modelos de distribución de especies, es el acercamiento a la perspectiva de la teoría de nicho ecológico, a favor de un mayor sustento biológico respecto a las distribuciones reconocidas (en este caso: comparadas con las distribuciones aportadas por Rossman et al. 1996; y Rossman y Burbrink 2005). Este respaldo reconoce las preferencias ambientales de las especies y sus limitantes geográficas, lo cual da como resultado una distribución más robusta de cada especie (Peterson y Soberón 2012). Estos modelos revelan en una primera instancia las condiciones ambientales favorables para las especies de acuerdo a la geografía inferidas de sus datos de presencia. Sin embargo, esto no significa necesariamente la presencia de individuos de dichas especies, sino más bien: representa el área propicia para ser habitada por la especie, con la exclusión de otros factores como interacciones bióticas muy concretas, extinción local, efectos de fragmentación y borde, disturbios o modificaciones antropogénicas (Peterson y Soberón 2012). Por lo tanto, la explicación que se le dá es la de un nicho ecológico parcial enfocado a la geografía, definido como la distribución de las especies (Peterson y Soberón 2012). De hecho, esta interpretación es el resultado de una

larga discusión dentro de la bibliografía (Hampe 2004, Guisan y Thuiller 2005, Soberón y Peterson 2005, Elith y Leathwick 2009, Terribile y Diniz-Filho 2010, Elith et al. 2011).

Trabajos recientes como los de Monterrubio-Rico et al. (2016), Martínez-Méndez et al. (2016) y Noguera-Urbano et al. (2016) reconocen un problema poco tomado en cuenta de los modelos de distribución de especies, relacionado con diferenciar los buenos modelos al compararlos con del valor teórico propuesto (Peterson et al. 2008), y este trabajo no es la excepción. En la práctica, los valores de la ROC tradicional se comportan de una manera distinta a lo esperado, hay una impresión de cómo valorar la calidad de un modelo, lo cual dificulta poder distinguir a un modelo medianamente bueno de uno excelente. Por lo tanto, se tomó en cuenta la comparación de un modelo con las mismas condiciones generado al azar, contra el rendimiento del modelo generado con los datos de la especie. Es decir, se consideró la distinción entre ambas distribuciones (el supuesto teórico es ser superior a 1 y más cercano a 2, Peterson et al. 2008) y la lejanía entre las colas de sus histogramas, como: la comparación del patrón encontrado en las propiedades de la distribución de cada una de las especies, contra sus situaciones particulares. Por consiguiente, se le reconoce como un modelo que presenta un buen desempeño, al igual que otros trabajos reportados en la bibliografía (Monterrubio-Rico et al. 2016, Martínez-Méndez et al. 2016 y Noguera-Urbano et al. 2016). No obstante, en el caso de *T. exsul* una de las dos especies en la que se obtuvo un bajo desempeño del modelo, debido a su bajo número de registros (el menor de entre todas las especies utilizadas en este trabajo), de hecho, un tamaño de muestra pequeño está relacionado con un bajo rendimiento del modelo (Stockwell et al. 2002, Hernández et al. 2006, Wisz et al. 2008).

Dentro de la creación de modelos existe una idea particular, la cual dice que es imposible reconocer las propiedades y situaciones particulares de todas y cada una de las

especies, explicación que describe el caso de *T. pulchrilatus*, que consiste en la posibilidad de la existencia de especies que puedan soportar una amplia variación de condiciones ambientales, dando como resultado en la imposibilidad de reconocer y modelar adecuadamente la distribución de la especie; por lo tanto, los modelos de distribución de especies no serían aplicables a todas las especies (Lobo 2008). Específicamente *T. pulchrilatus* mostró una distribución discontinua a lo largo de siete tipos de vegetación, lo cual sugiere que cumple con un amplio espectro de preferencias ambientales, haciéndola una especie difícil de modelar. Por consiguiente, no es una sorpresa su inadecuado desempeño, ya que en este tipo de distribución particular y separada, se ha observado con un mal desempeño anteriormente en los modelos de distribución de especies (Peterson et al. 2007). Dentro de la expresión de las propiedades y situaciones particulares de ciertas especies existe la posibilidad de que posean comportamientos anómalos y distintos, a los que entendemos y describimos; es decir, hay ciertas especies que caen fuera de la explicación de los modelos de distribución de especies.

En la explicación de la calidad del modelo de distribución de *T. pulchrilatus*, cabe la posibilidad de que se deba a un problema en la resolución filogenética de las especies endémicas de *Thamnophis*. Como lo fue el caso de *T. godmani* (Rossman y Burbrink, 2005), especie que resultó ser un complejo de especies, o como también las sospechas de los casos de *T. cyrtopsis* o *T. eques*, la cuales presentan linajes crípticos (de Queiroz et al. 2002, Conant 2003), casos que cabe mencionar dado que *T. pulchrilatus* ha sido reconocida como una entidad monofilética, sustentada por un individuo del estado de Durango (McVay et al. 2015). Por lo que, si aún no son claros los límites de la filogenia de las especies del género, y *T. pulchrilatus* pertenece a un complejo de especies aún por estudiar, es una posibilidad a tomar en cuenta. Este planteamiento implicaría que los demás registros de la

distribución de *T. pulchrilatus*, fuera de Durango sean otra u otras especies, debido a que la especie no fue bien representada geográficamente al momento de aclarar la filogenia. De ser esto cierto, sustentaría la explicación de que el desempeño del modelo fuera bajo, debido a que no se intentó modelar una entidad natural (sino a diversas entidades), y por lo tanto, dar como resultado un rendimiento inadecuado del modelo (Wisiz et al. 2008). Asimismo, podría deberse a algún componente dentro de la teoría de nicho ecológico poco considerado, ya sea biótico (competencia, depredación) o de disturbio: factor que impidió o influyó en que la especie ocupará el lugar de las áreas donde se presentan las discontinuidades (Anderson et al. 2003, Soberón y Peterson 2005).

De acuerdo con la literatura, las variables determinadas importantes en mayor medida en los modelos de distribución de las pocas especies de reptiles que se han modelado son: la precipitación del cuatrimestre más cálido (Bio18), temperatura máxima del mes más cálido (Bio5), promedio de la temperatura anual (Bio1) (Ballesteros-Barrera et al. 2007), estacionalidad de la temperatura (Bio4), precipitación anual (Bio12), precipitación del cuatrimestre más húmedo (Bio16) (Gadsden et al. 2012), temperatura máxima del mes más cálido (Bio5), Altitud (Hdem), y la proporción de bosque de *Abies* o *Pinus* (Sunny et al. 2017). Es decir, no hay algo general y establecido, sino más bien, dependen de cada especie y del tipo de variables utilizadas. Ya en las especies de *Thamnophis* las variables reconocidas como determinantes son: la altitud, el tipo de vegetación y cuerpos de agua (Rossman et al. 1996). De igual manera, al comparar este estudio con el de González-Fernández et al. (2018), en los casos de *T. melanogaster*, *T. scalaris* y *T. scaliger*, se encontró esta relevancia en la altitud, aunque con una discrepancia en si la la temperatura del mes más frío es tan importante (en este estudio no resultó relevante). De hecho, en relación a las variables relacionadas con la temperatura, se

reconoce que las especies de *Thamnophis*, presentan una actividad óptima a 22°C (Manjarrez y Drummond 1996), aunque depende de la altitud a la que se encuentren que las especies prefieren climas más cálidos o fríos (González-Fernández et al. 2018), por lo tanto, el cambio de esta temperatura adecuada resulta en un ambiente estresante (Peterson et al. 1993). Por otra parte, en cuanto a la precipitación parece ser un factor limitante en su distribución, es decir, la falta de agua en un momento del año se vuelve desfavorable, por ende, la condición por la falta de precipitación en el cuatrimestre más seco o cálido, resulta una situación demasiado estresante (Peterson et al. 1993). Por último, no se ha encontrado una variable relevante asociada a los cuerpos de agua, aun cuando en el presente trabajo se incluyó la variable topográfica del índice topográfico, que en el caso de especies de hábitos semiacuáticos (Rossman et al. 1996), podría estar relacionada con la capacidad para almacenar agua, debido a que topografías complejas ayudan a la interconexión de los cuerpos de agua, mientras que topografías más planas propician menos cuerpos de agua (Contreras y Contreras 2017). Por consiguiente, se le atribuye la discrepancia con el trabajo de González-Fernández et al. (2018), al enfoque distinto implementado en el trabajo (elección distinta de variables; correlación de Peterson, registros distintos, y en el caso de *T. melanogaster*, límite geográfico distinto) que dio como resultado en modelos distintos, lo que conlleva a resultados distintos (Wisiz et al. 2008). En ambos estudios para *T. scalaris* y *T. scaliger*, mostraron buenos rendimientos de modelos, con excepción de *T. melanogaster* en el de González-Fernández et al. (2018), donde el modelo no mostró ser tan bueno, posiblemente por ser una especie que se distribuye sobre todo más allá de la Faja Volcánica Transmexicana, lo cual se debe a una diferencia importante en el tamaño de muestra y en la representatividad (Wisiz et al. 2008).

6.3 Las consecuencias en los sitios perturbados.

Para poder interpretar el resultado del estado actual de la distribución de las especies endémicas a México del género *Thamnophis*, es necesario entender la repercusión de los sitios perturbados, ya que la pérdida de hábitat es diferente entre las especies y se ven afectadas de manera diferencial por este tipo de ambientes (Lehtinen et al. 2003, Urbina-Cardona et al. 2006). En el caso de los reptiles en ambientes conservados o perturbados se ha observado que se ven limitados por los extremos en las condiciones ambientales de la temporada de lluvias y la temporada de secas (recursos abióticos y tróficos varían a lo largo del año), la heterogeneidad de ambientes y de microhábitats (Murcia et al. 2016). De hecho, son más abundantes en la temporada de lluvias, más escasos en la temporada de secas (García y Cabrera-Reyes 2008, Vite-Silva et al. 2010); y aquellas especies que toleran los ambientes perturbados suelen presentarse en los cultivos durante la temporada de secas, con un incremento en la presencia de individuos durante dicha temporada (Urbina-Cardona et al. 2008). En consecuencia, lo mencionado anteriormente afecta su abundancia (Murcia et al. 2016), que por lo general significa una menor diversidad y una mayor dominancia de ciertas especies en ambientes perturbados (Urbina-Cardona et al. 2008). De acuerdo a la literatura existen excepciones, en el caso de las serpientes, existen aquellas con las características particulares que les ayudan a tolerar este tipo de ambientes (especies generalistas), como que poseen un amplio uso de diversos microhábitats, alto número de huevos por puesta (Valdéz-González y Ramírez-Bautista, 2002), así como las que no dependen de un solo recurso alimenticio, ya que suelen tener una variedad importante de presas a las cuales recurrir, relevante en organismos que se encuentran en un nivel superior de la cadena trófica, es decir, depredadores que requieren una adecuada cantidad de presas para mantener sus poblaciones (García y Drummond, 1988, Matthews et al. 2002), lo que

finalmente promueve la abundancia de sus poblaciones (Magno-Benítez et al., 2016). Específicamente, los géneros reconocidos como generalistas en México son *Crotalus*, *Thamnophis* y *Conopsis* (Ramírez-Bautista et al. 2009), concretamente hablamos de especies grandes y con una camada máxima superior a 10 crías. Este trabajo se refiere de manera particular a los casos de *T. valida*, *T. scaliger*, *T. scalaris*, *T. melanogaster* o *T. chrysocephalus*, especies con tolerancia a los factores antrópicos, entre los que se encuentran la contaminación o el cambio de uso de suelo, es decir, se distribuyen tanto en ambientes perturbados como conservados (Romero-Martínez y Lynch 2012). Asimismo, estudios con *Thamnophis* (*T. sirtalis*, *T. butleri*; Herzog y Burghardt 1986) en especial con *T. melanogaster* (Sanabria-Monroy 2014) (cuyos depredadores son garzas y cuervos; Rossman 1996) apoyan la idea de que estas especies pueden habitar en ambientes perturbados, ya que sugieren que tienen una pobre interacción con sus depredadores, sin generar una presión de selección en su conducta anti-depredadora, debido a que son sus hábitos acuáticos y no la cobertura vegetal lo que le permite escapar de sus depredadores. De hecho, se reconoce que cuentan con una dieta amplia como: *T. melanogaster* al alimentarse de anfibios (p.ej. *Spea multiplicata*), crustáceos (acociles y caracoles), peces y lombrices; *T. scalaris* con una dieta a base de pequeños mamíferos (*Peromyscus maniculatus*), lagartijas (*Sceloporus* sp., *Barisia imbricata*, Venegas-Barrera y Manjarrez, 2001); y *T. scaliger* al comer anfibios (*S. multiplicata*), lagartijas (*Sceloporus* sp.), salamandras (*Pseudoeurycea bellii*) y de moluscos (Uribe-Peña et al., 1999; Vázquez-Díaz y Quintero-Díaz, 2005), dicha alimentación las hace menos vulnerables al declive de vertebrados pequeños (declive especialmente anunciado en anfibios y reptiles), lo cual se ha reportado como relevante para especies de hábitos semiacuáticos (Romero-Martínez y Lynch, 2012). Por lo tanto, estas especies antes mencionadas (*T. valida*, *T. scaliger*, *T.*

scalaris, *T. melanogaster* o *T. chrysocephalus*) cuentan con características reconocidas de las especies generalistas en serpientes, y se espera que sean menos vulnerables a alteraciones antropogénicas. Mientras que las especies más sensibles a la actividad antropogénica son las especies especialistas, ya que son: más susceptibles al cambio de hábitat, de hábitos acuáticos nocturnos (asociado a preferir hábitats conservados que retengan mejor la humedad; Calderón-Mandujano et al. 2008), de bajo potencial reproductivo (Scott y Seigel 1992, Dodd 1993), de presentar bajas abundancias (Ramírez-Bautista y Cruz-Elizalde 2013), y especies con distribución geográfica restringida, que por consiguiente, tienden a presentar mayores riesgos de extinción (Purvis et al. 2000). Específicamente especies como *T. exsul*, *T. godmani*, *T. lineri*, *T. mendax*, *T. nigronuchalis* y *T. sumichrasti* reconocidas especialistas, y por tanto se consideran especies más vulnerables a alteraciones antropogénicas.

Dentro de la diversidad de alteraciones a las que se ven expuestas las especies de serpientes encontramos algunas como: la inestabilidad en las condiciones ambientales (sobre todo por prácticas agresivas en la agricultura como la roza, tumba y quema, Weatherhead y Madsen 2009), un aumento en el riesgo a ser vulnerables durante la gestación, una serie de disminuciones en: la cobertura visual contra depredadores, el número de la camada (debido al estrés Farr y Gregory 1991), tiempo en el que permanecen activas a lo largo del día (se ve reducido por encuentros con humanos), éxito de la caza, eficiencia de la digestión, en su crecimiento y dispersión (Lillywhite 1987). Además, son eliminadas por el hombre (Das 2013, Rahman et al. 2013) o afectadas por el tráfico de especies (Fitzgerald et al. 2004). Por consiguiente, este daño provocado repercute en la calidad del hábitat y por ende: en su distribución y abundancia (Luiselli y Capizzi 1997, Whitfield y Donnelly, 2006, Halstead et al. 2010). De igual manera, hay pocos indicios

para pensar que en las especies de *Thamnophis* nos encontremos ante un caso distinto al observado en reptiles, ya que las modificaciones antropogénicas mencionadas son tantas y algunas tan intensas, que son esperados efectos negativos en las especies tanto generalistas como especialistas de *Thamnophis*, como sugiere González-Fernández et al. (2018).

En el mejor escenario, es necesario saber cómo interpretar la recuperación de vegetación primaria en las distribución de las especies de *Thamnophis*, ya que no necesariamente se refiere a un hábitat adecuado y habitado por la especie, puesto que se reconoce que una vegetación similar a la original no implica que posea todos sus elementos faunísticos (Redford 1992, Galetti y Dirzo 2013). De hecho, la regeneración natural se traduce en una recuperación herpetofaunística muy lenta (Aguilar-Garavito y Ramírez 2015). Es decir, la comunidad de la herpetofauna va cambiando poco a poco y las especies especialistas van desplazando a las generalistas (Ríos-López y Aide 2007) y requieren tiempo para restablecerse (aproximadamente 23 años para anfibios, y 3.5 años para reptiles, Hernández-Ordóñez et al. 2015), un lapso bastante largo en anfibios con que se reproducen en arroyos específicamente en los bosques nativos, importante recurso alimenticio para especies depredadoras de anfibios (Mendenhall et al. 2014). Además, hay que considerar si la especie es capaz de acceder a estos nuevos sitios de hábitat disponible (Barve et al. 2011). Por lo tanto, hay que tomar con escepticismo que la recuperación de la cobertura vegetal se traduzca como sitios habitados por las especies, ya que depende de la presencia de las condiciones apropiadas (micro-hábitats adecuados, la disponibilidad de presas y la accesibilidad), lo cual es un proceso más complejo y tardado para las especies especialistas.

El caso más interesante en este trabajo sobre la recuperación de la cobertura vegetal es en la distribución de *T. lineri*, una especie con distribución muy restringida, la cual es diferente en el grado de la deforestación observada y reportada en Oaxaca (Mendoza-Ponce

et al. 2018), situación que no es de sorprender, ya que la deforestación en Oaxaca ocurre de manera heterogénea, tanto en diferentes regiones como en el tiempo (Durán et al. 2012) y concretamente en Oaxaca se describe un fenómeno de recuperación vegetal en distintas comunidades debido al abandono de cultivos por migración de las comunidades (Murguía et al. 2014). Esta explicación consiste en que Oaxaca pasó en los años 90's por un momento de aumento en el cambio del uso de suelo hacia la ganadería, el cual por múltiples razones no prosperó (p. ej.: mal manejo, pérdida de ganado o falta de dinero), lo cual ocasionó que la gente abandonara tantos estos lugares con este tipo de prácticas, lo que permitió la recuperación de cobertura vegetal por sucesión ecológica (Murguía et al. 2014). Aunque como ya se mencionó anteriormente este tipo de cambios debe tomarse con cautela, ya que ni siquiera hay garantía de estas zonas se conviertan a un tipo de vegetación adecuado o a un problema de clasificación en los mapas de uso de suelo y vegetación (Mendoza-Ponce et al. 2018).

De acuerdo a Mendoza-Ponce et al. (2018), el primer trabajo nacional que trabajó en modelar y delimitar tanto variables ambientales como antropogénicas, buscando tendencias históricas y sus determinantes al cambio, en el periodo de 1985 a 2011 a lo largo de 5 escenarios temporales (1985, 1993, 2002, 2007 y 2011). Da a conocer que en el periodo de 1993–2007 la deforestación en el bosque tropical caducifolio (Miles et al. 2006), bosques templados (una degradación del 31%, Cuevas et al. 2010), bosque tropical perennifolio y matorrales (Cuevas et al. 2010), fue ocasionada por la agricultura de temporal (con una gran expansión de 1985–1993, afectando principalmente a los bosques de niebla y templados, sobre todo en la zona de la Faja Volcánica Transmexicana), pastizales (debido principalmente a cambios ambientales) y la agricultura de riego (con el mayor crecimiento en el periodo de 1985–1993), degradando principalmente a los matorrales y vegetación

acuática. Dicha pérdida de los bosques templados se ve reflejada en las transformaciones a lo largo de la distribución de *T. conanti*, *T. nigronuchalis*, *T. mendax*, *T. godmani*, *T. scaliger*, *T. pulchrilatus* y *T. sumichrasti*, y es una de las principales amenazas para las especies de reptiles que habitan este tipo de vegetación (Gascon et al. 1999, Tolson y Henderson 2006). Por otro lado, la degradación del bosque tropical caducifolio afectó mayoritariamente a las especies en el centro de México *T. chrysocephalus*, *T. valida*, *T. melanogaster*, *T. mendax*, *T. pulchrilatus*, y parcialmente a *T. validus* (patrón presente en la zona centro y sur de su distribución), ya reportado por Venegas Barrera et al. (2011). Mientras que la degradación de matorral xerófilo se observó en las transformaciones a lo largo de la distribución de *T. melanogaster*, *T. valida* y *T. scalaris*, específicamente este tipo de vegetación ha sufrido una degradación del 1.5% a nivel nacional, degradación que en la región del norte en su mayoría corresponde a la cuenca del Río Bravo, cuenca que no alcanza, y por ende, afecta de menor manera la distribución de *T. exsul* y *T. mendax* (Cuevas et al. 2010). De hecho, en un estudio en Nuevo León (estado al que pertenecen *T. exsul* y *T. mendax*) sobre la estructura y composición del matorral xerófilo (González-Rodríguez et al. 2010), se observa de manera homogénea con poca diferencia entre los sitios alterados y no alterados (comparados con la diferencia que se le atribuye a la precipitación observada, entre los distintos sitios a lo largo de esta zona). Por lo tanto, este estudio reafirma lo ya sugerido con otros grupos taxonómicos en diferentes partes a lo largo del país (mamíferos; Illoldi-Rangel et al. 2002, Sánchez-Cordero et al. 2005, Cuervo-Robayo y Monroy-Vilchis 2012, Yáñez-Arenas et al. 2012, aves; et al. 2006, Ríos-Muñoz y Navarro-Sigüenza 2009, Rivera-Ortíz et al. 2013, Sierra-Morales et al. 2016, plantas; Contreras-Medina et al. 2010), que la pérdida de la cobertura vegetal por el avance de la

barrera agropecuaria (Mendoza-Ponce et al. 2018), significa una mayor pérdida del hábitat y por consiguiente: una mayor amenaza y pérdida de biodiversidad.

Por último, las estimaciones del grado de afectación en la distribución de las especies endémicas de *Thamnophis* a México son diferentes a las encontradas por Venegas-Barrera y Manjarrez (2011). De acuerdo a dicho estudio: las especies endémicas a México de *Thamnophis* más afectadas (*T. bogerti*, *T. melanogaster*, *T. pulchrilatus*, *T. scalaris*, *T. scaliger*, *T. sumichrasti*, *T. valida*) cuentan con modificaciones antropogénicas de entre 40% a 60%. Sin embargo, en este trabajo se encontró que las modificaciones antropogénicas son más graves con un aumento del 10% en 3 especies (*T. godmani*, *T. melanogaster*, *T. sumichrasti*) y en un 20% en 2 especies (*T. lineri* y *T. valida*), ubicadas en el centro de México, y en el caso de *T. nigronuchalis* con el doble de la degradación de hábitat, lo que muestra discrepancias importantes en el mismo periodo de tiempo, de hecho, en este caso el área reconocida como su distribución es muy diferente a la descrita por Rossman (1996). Por consiguiente, se estima que las modificaciones de origen antropogénico son más graves de lo que Venegas-Barrera y Manjarrez (2011) habían reportado, y que con el cambio de un escenario temporal a otro hay un avance en el disturbio antropogénico, lo que igualmente provoca un aumento en la vulnerabilidad de las especies del género *Thamnophis*.

7. Literatura citada:

Acevedo-Peralta, A. I., J. A. Leos Rodríguez, U. Figueroa Viramontes y J. L. Romo-Lozano. 2016. Revisión sistemática: Valoración ambiental en la agricultura. *Revista de Ciencias Sociales*. 152: 89-105.

Acuña-Vargas, J. C. 2016. Anfibios y Reptiles asociados a cinco coberturas de la tierra, municipio de Dibulla, La Guajira, Colombia. *Acta Zoológica Mexicana*. 32: 133-146.

Adams, L. W. 1994. *Urban wildlife habitats: a landscape perspective*. University of Minnesota Press, Minneapolis. London.

Aguilar-Garavito, M. y W. Ramírez. 2015. Monitoreo a procesos de restauración ecológica aplicado a ecosistemas terrestres. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Bogotá.

Alin, A. 2010. Multicollinearity. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Computational Statistics*. 2: 370-374.

Anderson, R. P., D. Lew y A. T. Peterson. 2003. Evaluating predictive models of species' distributions: criteria for selecting optimal models. *Ecological Modelling*. 162: 211-232.

Armesto, L. O., D. R. Gutiérrez, R. D. Pacheco y A. O. Gallardo. 2011. Reptiles del municipio de Cúcuta (norte de Santander, Colombia). *Boletín Científico del Museo de Historia Natural de la Universidad de Caldas*. 15: 157-168.

Ávila-Valle, Z. A., A. Castro-Campillo, L. León-Paniagua, I. H. Salgado-Ugalde, A. G. Navarro-Sigüenza, B. E. Hernández-Banos y J. Ramírez-Pulido. 2012. *Geographic*

variation and molecular evidence of the Blackish Deer Mouse complex (*Peromyscus furvus*, Rodentia: Muridae). *Mammalian Biology*. 77: 166-177.

Ballesteros-Barrera, C., E. Martínez-Meyer y H. Gadsden. 2007. Effects of land-cover transformation and climate change on the distribution of two microendemic lizards, genus *Uma*, of Northern Mexico. *Journal of Herpetology*. 41: 733-740.

Barrett, K. y C. Guyer. 2008. Differential responses of amphibians and reptiles in riparian and stream habitats to land use disturbances in western Georgia, USA. *Biological Conservation*. 141: 2290-2300.

Barve, N. y V. Barve. 2016. Package ENMGadgets: tools for pre and post processing in ENM workflow.

Barve, N., V. Barve, A. Jiménez-Valverde, A. Lira-Noriega, S. P. Maher, A. T. Peterson y F. Villalobos. 2011. The crucial role of the accessible area in ecological niche modeling and species distribution modeling. *Ecological Modelling*. 222: 1810-1819.

Belsley, D. A., E. Kuh y R. E. Welsch. 2005. *Regression diagnostics: Identifying influential data and sources of collinearity*. John Wiley and Sons. USA.

Benayas, J. M. R. 2009. La rareza de las especies. *Investigación y ciencia*. 392: 62-69.

Bennett, A. F. y D. A. Saunders. 2010. Habitat fragmentation and landscape change. *Conservation biology for all*. Pp. 1544-1550. En: Navjot, S. S. y P. R. Ehrlich (Eds.). *Conservation Biology for All*. Ecology, Oxford University Press, USA.

Blouin-Demers, G. y P. J. Weatherhead. 2001. Thermal ecology of black rat snakes (*Elaphe obsoleta*) in a thermally challenging environment. *Ecology*. 82: 3025-3043.

Blouin-Demers, G., P. J. Weatherhead y J. R. Row. 2004. Phenotypic consequences of nest-site selection in black rat snakes (*Elaphe obsoleta*). Canadian Journal of Zoology. 82: 449-456.

Bock, C. E. y R. E. Ricklefs. 1983. Range size and local abundance of some North American songbirds: a positive correlation. The American Naturalist. 122: 295-299.

Bravo-Peña, L. C., O.S. Doode-Matsumoto, A. E. Castellanos-Villegas e I. Espejel-Carbajal. 2010. Políticas rurales y pérdida de cobertura vegetal: Elementos para reformular instrumentos de fomento agropecuario relacionados con la apertura de praderas ganaderas en el noroeste de México. Región y sociedad. 22: 3-35.

Calderón-Mandujano, R. R., C. Galindo-Leal y J. R. Cedeño-Vázquez. 2008. Utilización de hábitat por reptiles en estados sucesionales de selvas tropicales de Campeche, México. Acta Zoológica Mexicana. 24: 95-114.

Canseco-Márquez, L., F. Mendoza-Quijano y M. G. Gutiérrez-Mayén. 2004. Análisis de la distribución de la herpetofauna. Pp. 417-437. En: Biodiversidad de la sierra Madre Oriental. Morrone, J. J., D. Espinosa e I. Luna (Eds.). Las Prensas de Ciencias, UNAM, México, D.F.

Chhabra, A. y H. Geist. Multiple Impacts of Land-Use/Cover Change. 2008. Pp. 71-113. En Lambin, E. F. y H. J. Geist (Eds). Land-use and land-cover change: local processes and global impacts. Springer Science y Business Media. Berlin, Heidelberg, Alemania.

CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad). 1993-1999. <http://www.conabio.gob.mx>.

CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad). 1997. Provincias biogeográficas de México. Escala 1:4 000 000. México.

CONAFOR (Comisión Nacional Forestal). 2012. Inventario Nacional Forestal y de Suelos. Informe 2004-2009. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Zapopan, México.

Conant, R. 2003. Observations on garter snakes of the *Thamnophis eques* complex in the lakes of Mexico's transvolcanic belt, with descriptions of new taxa. American Museum Novitates. 3406: 1-64.

Contreras, F. I. y S. A. Contreras. 2017. La incidencia de la pendiente en la distribución de las morfologías de las lagunas sobre lomadas arenosas (Corrientes, Argentina). Anuario del Instituto de Geociencias. 10: 15-25.

Contreras-Medina, R., I. Luna-Vega y C. A. Ríos-Muñoz. 2010. Distribución de *Taxus globosa* (Taxaceae) en México: Modelos ecológicos de nicho, efectos del cambio del uso de suelo y conservación. Revista chilena de historia natural. 83: 421-433.

Cordera-Campos, R. y L. L. Vargas. 2005. El cambio estructural en México 1982-2004: elementos para una evaluación. Economía Informa. 336: 5-21.

Cuervo-Robayo, A. P. y O. Monroy-Vilchis. 2012. Potential distribution of jaguar, *Panthera onca* (Carnivora: Felidae) in Guerrero, Mexico: persistence of areas for its conservation. Revista de Biología Tropical. 60: 1357-1367.

Cuervo-Robayo, A. P., O. Téllez-Valdés, M. Gómez, C. Venegas-Barrera, J. Manjarrez y E. Martínez-Meyer. 2013. An update of high-resolution monthly climate surfaces for Mexico. International Journal of Climatology. 34: 2428-2435.

Cuevas, M. L., A. Garrido, J. L. Pérez y D. I. González. 2010. Procesos de cambio de uso de suelo y degradación de la vegetación natural. Pp. 96-103. En: Cotler, H. (Coord.). Las cuencas hidrográficas de México. Diagnóstico y priorización. Semarnat, INE y Fundación G. Río Arronte IAP. México, D.F.

Das, C. S. 2013. Declining snake population-why and how: a case study in the Mangrove Swamps of Sundarban, India. *European journal of wildlife research*. 59: 227-235.

DeFries, R. S., J. A. Foley y G. P. Asner. 2004. Land-use choices: Balancing human needs and ecosystem function. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 2: 249-257.

De Queiroz, A., R. Lawson y J. A. Lemos-Espinal. 2002. Phylogenetic relationships of North American garter snakes (*Thamnophis*) based on four mitochondrial genes: how much DNA sequence is enough? *Molecular phylogenetics and evolution*. 22: 315-329.

De Souza-Muñoz, M. E., R. De Giovanni, M. F. de Siqueira, T. Sutton, P. Brewer, R. S. Pereira, D. A. Lange-Canhos y V. P. Canhos. 2011. OpenModeller: a generic approach to species' potential distribution modelling. *GeoInformatica*. 15: 111-135.

Driscoll, D. A. 2004. Extinction and outbreaks accompany fragmentation of a reptile community. *Ecological Applications*. 14: 220-240.

Dodd, C. K. Jr. 1993. Population structure, body mass, activity, and orientation of an aquatic snake (*Seminatrix pygaea*) during a drought. *Canadian Journal of Zoology*. 71: 1281-1288.

Dormann, C. F., J. Elith, S. Bacher, C. Buchmann, G. Carl, G. Carré, J. R. García Marquéz, B. Gruber, B. Lafourcade, P. J. Leitão, T. Münkemüller, C. McClean, P. E. Osborne, B. Reineking, B. Schröder, A. K. Skidmore, D. Zurell y S. Lautenbach. 2013. Collinearity: a

review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. *Ecography*. 36: 027-046.

Duebbert, H. F. y H. A. Kantrud. 1974. Upland duck nesting related to land use and predator reduction. *The Journal of Wildlife Management*. 38: 257-265.

Durán, E., J. Robson, M. Briones, F. Berkes y D. Bray. 2012. Wildlife conservation on community conserved lands: experiences from Oaxaca, Southern Mexico. Pp. 243-266. En: Dudley, N. y S. Solton (Eds.). *Protected Landscapes and Wild Biodiversity Values*. IUCN, Switzerland.

Elith, J. y J. R. Leathwick. 2009. Species distribution models: ecological explanation and prediction across space and time. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*. 40: 677-697.

Elith, J., S. J. Phillips, T. Hastie, M. Dudík, Y. E. Chee y C. J. Yates. 2011. A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and Distributions*. 17: 43-57.

Escalante, T., D. Espinosa y J. J. Morrone. 2002. Patrones de distribución geográfica de los mamíferos terrestres de México. *Acta Zoológica Mexicana*. 87: 47-65.

ESRI. 1999. *Extendable Image Formats for ArcView GIS 3.1 and 3.2*. <http://downloads.esri.com>

FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura). 2005. *Evaluación de los recursos forestales mundiales 2005*. México. Informe nacional. Roma. 189: 68.

FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura). Evaluación de los recursos forestales mundiales. 2015 Informe nacional. México.

Farr, D. R. y P. T. Gregory. 1991. Sources of variation in estimating litter characteristics of the garter snake, *Thamnophis elegans*. Journal of Herpetology. 25: 261-268.

Filippi, E. y L. Luiselli. 2000. Status of the Italian snake fauna and assessment of conservation threats. Biological Conservation. 93: 219-225.

Fitzgerald, L. E., C. W. Painter, A. Reuter y C. Hoover. 2004. Collection, Trade and Regulation of Reptiles and Amphibians of the Chihuahuan Desert ecoregion. Traffic North America, World Wildlife Fund. Washington, D. C. USA.

Flores-Villela, O. 1993. Riqueza de los anfibios y reptiles. Ciencias. 7: 33-42.

Flynn, D. F., M. Gogol-Prokurat, T. Nogeire, N. Molinari, B. T. Richers, B. B. Lin, N. Simpson, M. M. Mayfield y F. DeClerck. 2009. Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. Ecology letters. 12: 22-33.

Foley, J. 2017. Living by the lessons of the planet. Science. 356: 251-252.

Foley, J. A., R. DeFries, G. P. Asner, C. Barford, G. Bonan, S. R. Carpenter, F. S. Chapon, M. T. Coe, G. C. Daily, H. K. Gibbs, J. H. Helkowski, T. Holloway, E. A. Howard, C. J. Kucharik, C. Monfreda, J. A. Patz, I. C. Prentice, N. Ramankutty y P. Snyder. 2005. Global consequences of land use. Science. 309: 570-574.

Gadsden, H., C. Ballesteros-Barrera, O. H. de la Garza, G. Castañeda, C. García-De la Peña y J. A. Lemos-Espinal. 2012. Effects of land-cover transformation and climate change on

the distribution of two endemic lizards, *Crotaphytus antiquus* and *Sceloporus cyanostictus*, of northern Mexico. *Journal of arid environments*. 83: 1-9.

Galetti, M. y R. Dirzo. 2013. Ecological and evolutionary consequences of living in a defaunated world. *Biological Conservation*. 163: 1-6.

García, A. y A. Cabrera-Reyes. 2008. Estacionalidad y estructura de la vegetación en la comunidad de anfibios y reptiles de Chamela, Jalisco, México. *Acta Zoológica Mexicana*. 24: 91-115.

García, C. M. y H. Drummond. 1988. Seasonal and ontogenetic variation in the diet of the Mexican garter snake, *Thamnophis eques*, in Lake Tecocomulco, Hidalgo. *Journal of Herpetology* 22: 129-134.

Gascon, C., T. E. Lovejoy, R. O. Bierregaard, J. R. Malcolm, P. C. Stouffer, P. Vasconcelos, W. F. Laurance, B. Zimmerman, M. Tocher y S. Borges. 1999. Matrix hábitat and species persistence in tropical forest remnants. *Biological Conservation*. 91: 223-229.

Gassert, F., U. Schulte, M. Husemann, W. Ulrich, D. Rödder, A. Hochkirch y J. C. Habel. 2013. From southern refugia to the northern range margin: genetic population structure of the common wall lizard, *Podarcis muralis*. *Journal of Biogeography*. 40: 1475-1489.

Gaston, K. J., T. M. Blackburn y J. H. Lawton. 1997. Interspecific abundance-range size relationships: an appraisal of mechanisms. *Journal of animal Ecology*. 66: 579-601.

Germaine, S. S. y B. F. Wakeling. 2001. Lizard species distributions and habitat occupation along an urban gradient in Tucson, Arizona, USA. *Biological Conservation*. 97: 229-237.

Gibbon, J. W., D. E. Scott, T. J. Ryan, K. A. Buhlmann, T. D. Tuberville, B. S. Metts, J. L. Greene, T. Mills, Y. Leiden, S. Poppy y C. T. Winne. 2000. The Global Decline of Reptiles, Déjà Vu Amphibians: Reptile species are declining on a global scale. Six significant threats to reptile populations are habitat loss and degradation, introduced invasive species, environmental pollution, disease, unsustainable use, and global climate change. *BioScience*. 50: 653-666.

Glor, R. E., A. S. Flecker, M. F. Benard y A. G. Power. 2001. Lizard diversity and agricultural disturbance in a Caribbean forest landscape. *Biodiversity and Conservation*. 10: 711-723.

Gómez, M. J., I. A. Gutiérrez Montes, T. Benjamin, F. Casanoves y F. A. DeClerck. 2013. Conservación y conocimiento local de la herpetofauna en un paisaje ganadero. *Agroforestería en las América*. 48: 65-75.

González-Fernández, A., J. Manjarrez, U. García-Vázquez, M. D'Addario y A. Sunny. 2018. Present and future ecological niche modeling of garter snake species from the Trans-Mexican Volcanic Belt. 6: 1-20.

González-Pérez, D. 2017. Patrones de segregación de la comunidad de lagartos terrestres diurnos en cayo Paredón Grande, archipiélago Sabana-Camagüey, Cuba. Tesis de diploma. Centro de Investigaciones de Ecosistemas Costeros, Santa Clara.

González-Rodríguez, H., R. G. Ramírez-Lozano, I. Cantú-Silva, M. V. Gómez-Meza y J. I. Uvalle-Sauceda. 2010. Composición y estructura de la vegetación en tres sitios del estado de Nuevo León, México. *Polibotánica*. 29: 91-106.

- Goodale, C. L. y J. D. Aber. 2001. The long-term effects of land-use history on nitrogen cycling in northern hardwood forests. *Ecological Applications*. 11: 253-267.
- Gregory, P. T. y L. A. Isaac. 2004. Food habits of the grass snake in southeastern England: is *Natrix natrix* a generalist predator? *Journal of Herpetology*. 38: 88-95.
- Guisan, A. y W. Thuiller. 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology letters*. 8: 993-1009.
- Halstead, B. J., G. D. Wylie y M. L. Casazza. 2010. Hábitat suitability and conservation of the giant gartersnake (*Thamnophis gigas*) in the Sacramento Valley of California. *Copeia*. 201: 591-599.
- Hampe, A. 2004. Bioclimate envelope models: what they detect and what they hide. *Global Ecology and Biogeography*. 13: 469-471.
- Hartmann, P. A. y O. A. Marques. 2005. Diet and habitat use of two sympatric species of *Philodryas* (Colubridae), in south Brazil. *Amphibia-Reptilia*. 26: 25-31.
- Hawlena, D., D. Saltz, Z. Abramsky y A. Bouskila. 2010. Ecological trap for desert lizards caused by anthropogenic changes in habitat structure that favor predator activity. *Conservation Biology*. 24: 803-809.
- Henderson, R. W. y R. A. Winstel. 1995. Aspects of habitat selection by an arboreal boa (*Corallus enydris*) in an area of mixed agriculture on Grenada. *Journal of herpetology*. 29: 272-275.

Hernandez, P. A., C. H. Graham, L. L. Master y D. L. Albert. 2006. The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography*. 29: 773-785.

Hernández-Ordóñez, O., N. Urbina-Cardona y M. Martínez-Ramos. 2015. Recovery of amphibian and reptile assemblages during old-field succession of tropical rain forests. *Biotropica*. 47: 377-388.

Herzog, H. A. y G. M. Burghardt. 1986. Development of antipredator responses in snakes: I. Defensive and open-field behaviors in newborns and adults of three species of garter snakes (*Thamnophis melanogaster*, *T. sirtalis*, *T. butleri*). *Journal of Comparative Psychology*. 100: 372-379.

Hortal, J., A. Jiménez-Valverde, J. F. Gómez, J. M. Lobo y A. Baselga. 2008. Historical bias in biodiversity inventories affects the observed environmental niche of the species. *Oikos*. 117: 847-858.

Illoldi-Rangel, P., M. Á Linaje y V. Sánchez-Cordero. 2002. Distribución de los mamíferos terrestres en la región del Golfo de California, México. *Anales del Instituto de Biología. Serie Zoología*. 73: 2.

INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2000. Conjunto Nacional de Uso de Suelo y Vegetación a escala 1:250,000. Serie II. DGG-INEGI. México.

INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2005. Conjunto Nacional de Uso de Suelo y Vegetación a escala 1:250,000. Serie III. DGG-INEGI. México.

INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2010. Conjunto Nacional de Uso de Suelo y Vegetación a escala 1:250,000. Serie IV. DGG-INEGI. México.

INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2013. Conjunto Nacional de Uso de Suelo y Vegetación a escala 1:250,000. Serie V. DGG-INEGI. México.

INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2017. INEGI presenta carta del uso de suelo y vegetación serie VI. 535: 1-6.

IUCN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza) 2012. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012. <www.iucnredlist.org>.

Jiménez-Valverde, A. y M. J. Lobo. 2007. Threshold criteria for conversion of probability of species presence to either–or presence–absence. *Acta oecologica*. 3: 361-369.

Kanowski, J. J., T. M. Reis, C. P. Catterall y S. D. Piper. 2006. Factors affecting the use of reforested sites by reptiles in cleared rainforest landscapes in tropical and subtropical Australia. *Restoration Ecology*. 14: 67-76.

Keller, W. L. y E. J. Heske. 2000. Habitat use by three species of snakes at the Middle Fork Fish and Wildlife Area, Illinois. *Journal of Herpetology*. 34: 558-564.

King, R. B., M. J. Ray y K. M. Stanford. 2006. Gorging on gobies: beneficial effects of alien prey on a threatened vertebrate. *Canadian Journal of Zoology*. 84: 108-115.

Kobelkowsky-Vidrio, T., C. A. Ríos-Muñoz y A. G. Navarro-Sigüenza. 2014. Biodiversity and biogeography of the avifauna of the Sierra Madre Occidental, México. *Biodiversity and conservation*. 23: 2087-2105.

Lambin, E. F., B. L. Turner, H. J. Geist, S. B. Agbola, A. Angelsen, J. W. Bruce, O. T. Coomes, Dirzo, G. Fischer, C. Folke, P.S.George, K. Homewood, J. Imbernon, R. Leemans, X. Li, E. F. Moran. M. Mortimore, P. S. Ramakrishnan, J. F. Richards, H.

Skanes, W. Steffen, G. D. Stone, U. Svedin, T. A. Velkamp, C. Vogel y J. Xu. 2001. The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. *Global environmental change*. 11: 261-269.

Laurance, W. F. y G. B. Williamson. 2001. Positive feedbacks among forest fragmentation, drought, and climate change in the Amazon. *Conservation Biology*. 15: 1529-1535.

Lazcano-Barrero, M. A., E. Gongora-Arones y R. C. Vogt. 1992. Anfibios y reptiles de la Selva Lacandona. Pp. 145-171. En: Vásquez-Sánchez, M. A. y M. A. Ramos (Eds.). *Reserva de la Biosfera Montes Azules, Selva Lacandona: Investigación para su conservación*. Publicación especial. Ecosfera. Chiapas, México.

Lehtinen, R. J., J. B. Ramanamanjato y J. G. Raveloarison. 2003. Edge effects and extinction proneness in a herpetofauna from Madagascar. *Biodiversity and Conservation*. 12: 1357-1370.

León-Paniagua, L. y J. J. Morrone. 2009. Do the Oaxacan Highlands represent a natural biotic unit? A cladistic biogeographical test based on vertebrate taxa. *Journal of biogeography*. 36: 1939-1944.

Lillywhite, H. B. 1987. Temperature, energetics, and physiological ecology. Pp. 422-477. En: Seigel, R. A., J. T. Collins y S. S. Novak (Eds.). *Snakes: ecology and evolutionary biology*. New York, MacMillan.

Lobo, J. M. 2008. More complex distribution models or more representative data? *Biodiversity informatics*. 5: 14-19.

Lobo, J. M., A. Jiménez-Valverde y J. Hortal. 2010. The uncertain nature of absences and their importance in species distribution modelling. *Ecography*. 33: 103-114.

Luiselli, 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.

Luna-Plascencia, R., A. Castañon-Barrientos y A. Raz-Guzmán. 2011. La biodiversidad en México: su conservación y las colecciones biológicas. *Ciencias*. 101: 36-43.

Lynch, J. D. 2012. El contexto de las serpientes de Colombia con un análisis de las amenazas en contra de su conservación. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*. 36: 435-449.

Lynch, J. F. 1991. Effects of Hurricane Gilbert on birds in a dry tropical forest in the Yucatan Peninsula. *Biotropica*. 23: 488-496.

Maass, M. 2003. Principios generales sobre manejo de ecosistemas. Pp. 117-135. En Sánchez, O., E. Vega, E. Peters y O. Monroy-Vilchis. *Conservación de ecosistemas templados de montaña de México*. Instituto Nacional de Ecología. México.

Macip-Ríos, R. y G. Casas-Andreu. 2008. Los cafetales en México y su importancia para la conservación de los anfibios y reptiles. *Acta Zoológica Mexicana*. 24: 143-159.

Macip-Ríos, R. y A. Muñoz-Alonso. 2008. Diversidad de lagartijas en cafetales y bosque primario en el Soconusco chiapaneco. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 79: 185-195.

Magno-Benítez, I., A. Ramírez-Bautista y R. Cruz-Elizalde. 2016. Diversidad de especies de anfibios y reptiles en dos ambientes, natural y antropizado en el estado de Hidalgo, México. Pp. 97-105. En: Ramírez-Bautista, A. y R. Pineda-López (Eds.). *Fauna Nativa en Ambientes Antropizados*. Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT). Universidad Autónoma de Querétaro. México.

- Maldonado, C., C. I. Molina, A. Zizka, C. Persson, C. M. Taylor, J. Albán, E. Chilquillo, N. Rønsted y A. Antonelli. 2015. Estimating species diversity and distribution in the era of Big Data: to what extent can we trust public databases? *Global Ecology and Biogeography*. 24: 973-984.
- Manjarrez, J. y H. Drummond. 1996. Temperature-limited activity in the garter snake *Thamnophis melanogaster* (Colubridae). *Ethology*. 102: 146-156.
- Manjarrez, J., C. S. Venegas-Barrera y T. García-Guadarrama. 2007. Ecology of the Mexican alpine blotched garter snake (*Thamnophis scalaris*). *The Southwestern Naturalist*. 52: 258-262.
- Martínez-Méndez, N., E. Aguirre-Planter, L. E. Eguiarte y J. P. Jaramillo-Correa. 2016. Modelado de nicho ecológico de las especies del género *Abies* (Pinaceae) en México: Algunas implicaciones taxonómicas y para la conservación. *Botanical Sciences*. 94: 5-24.
- Martínez-Meyer, E., J. E. Sosa-Escalante y F. Álvarez. 2014. El estudio de la biodiversidad en México: ¿una ruta con dirección? *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 85: 1-9.
- Mas, J. F., A. Velázquez, R. Castro y A. Schmitt. 2002. Una evaluación de los efectos del aislamiento, la topografía, los suelos y el estatus de protección sobre las tasas de deforestación en México. *Ra'e Ga*. 6: 61-73.
- Masera, O., M. J. Ordóñez y R. Dirzo. 1992. Emisiones de carbono a partir de la deforestación en México. *Ciencia*. 43: 151-153.
- Matthews, K. R., R. A. Knapp y K. L. Pope. 2002. Garter snake distributions in high-elevation aquatic ecosystems: is there a link with declining amphibian populations and nonnative trout introductions? *Journal of Herpetology*. 36: 16-22.

- McVay, J. D., O. Flores-Villela y B. Carstens. 2015. Diversification of North American natricine snakes. *Biological Journal of the Linnean Society*. 116: 1-12.
- Mendenhall, C. D., L. O. Frishkoff, G. Santos-Barrera, J. Pacheco, E. Mesfun, F. M. Quijano, P. R. Ehrlich, G. Ceballos, G. C. Daily y R. M. Pringle. 2014. Countryside biogeography of Neotropical reptiles and amphibians. *Ecology*. 95: 856-870.
- Mendoza-Ponce, A., R. Corona-Núñez, F. Kraxner, S. Leduc y P. Patrizio. 2018. Identifying effects of land use cover changes and climate change on terrestrial ecosystems and carbon stocks in Mexico. *Global environmental change*. 53: 12-23.
- Merino-Pérez, L. 2004. Conservación o Deterioro: El impacto de las políticas públicas en las instituciones comunitarias y en las prácticas de uso de los recursos forestales. Instituto Nacional de Ecología. México.
- Miles, L., A. C. Newton, R. S. DeFries, C. Ravilious, I. May, S. Blyth, V. Kapos y J. E. Gordon. 2006. A global overview of the conservation status of tropical dry forests. *Journal of Biogeography*. 33: 491-505.
- Molina-Zuluaga, C. y D. A. Gutiérrez-Cárdenas. 2007. Uso nocturno de perchas en dos especies de *Anolis* (Squamata: Polychrotidae) en un bosque Andino de Colombia. *Papéis Avulsos de Zoologia (Sao Paulo)*. 47: 273-281.
- Monterrubio-Rico, T. C., J. F. Charre-Medellín, C. Pacheco-Figueroa, S. Arriaga-Weiss, J. Valdez-Leal, R. Cancino-Murillo, G. Escalona-Segura, C. Bonilla-Riz y Y. Rubio-Rocha. 2016. Distribución potencial histórica y contemporánea de la familia Psittacidae en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 87: 1103-1117.

Murcia, L. E. R., J. E. C. Cogollo y J. A. C. Bello. 2016. Reptiles del bosque seco estacional en el Caribe Colombiano: distribución de los hábitats y del recurso alimentario. *Acta Biológica Colombiana*. 21: 365-377.

Murguía, A. V., E. D. Medina, R. Rivera y D. B. Bray. 2014. Cambios en la cobertura arbolada de comunidades indígenas con y sin iniciativas de conservación, en Oaxaca, México. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía*. 2014: 55-73.

Naimi, B. 2015. usdm: Uncertainty analysis for species distribution models, R package version 1.1-12.

Naimi, B., N. S. A. Hamm, T. A. Groen, A. K. Skidmore y A. G. Toxopeus. 2014. Where is positional uncertainty a problem for species distribution modelling? *Ecography*. 37: 191-203.

Narayani B. 2008. Tool for Partial-ROC v. 1.0. Lawrence, Kansas: Biodiversity Institute.

Navarro, A. G., A. T. Peterson, Y. Nakazawa e I. Liebig-Fossas. 2003. Colecciones biológicas, modelaje de nichos ecológicos y los estudios de la biodiversidad. Pp. 115-122. En: Morrone, J. J. y J. Llorente-Bousquets (Eds.). *Una perspectiva Latinoamericana de la Biogeografía*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F.

Nilson, G., C. Andrén y B. Flärdh. 1990. *Vipera albizona*, a new mountain viper from central Turkey, with comments on isolating effects of the Anatolian " Diagonal". *Amphibia-Reptilia*. 11: 285-294.

Noguera-Urbano, E. A., H. E. Ramírez-Chaves y M. M. Torres-Martínez. 2016. Análisis geográfico y conservación del zorro andino *Lycalopex culpaeus* (Mammalia, Canidae) en Colombia. *Iheringia, Série Zoologia*. 106: 1-10.

Ochoa-Ochoa, L. M. y O. Flores-Villela. 2006. Áreas de diversidad y endemismo de la herpetofauna mexicana. UNAM-CONABIO. México.

Ortega-Álvarez, R. e I. MacGregor-Fors. 2009. Living in the big city: Effects of urban land-use on bird community structure, diversity, and composition. *Landscape and Urban Planning*. 90: 189-195.

Pantoja-Nóbrega, R., G. Gondim Montingelli, V. Trevine, F. L. Franco, G. H. Vieira, G. C. Costa y D. Oliveira Mesquita. 2016. Morphological variation within *Thamnodynastes pallidus* (Linnaeus, 1758) (Serpentes: Dipsadidae: Xenodontinae: Tachymenini). *Herpetological Journal*. 26: 165-174.

Pearson, R. G., C. J. Raxworthy, M. Nakamura y A. T. Peterson. 2007. Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of biogeography*. 34: 102-117.

Percino-Daniel, R., E. Cruz-Ocaña, W. Pozo-Ventura y E. Velázquez-Velázquez. 2013. Diversidad de reptiles en dos microcuencas del río Grijalva, Chiapas, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 84: 938-948.

Pérez-Vázquez, A., y C. Landeros-Sánchez. 2009. Agricultura y deterioro ambiental. *Elementos: Ciencia y cultura*. 73: 19-25.

Peterson, C. R., A. R. Gibson y M. E. Dorcas. 1993. Snake thermal ecology: the causes and consequences of body-temperature variation. Pp. 241-314. En: Seigel, R. A. y J. T. Collins (Eds.). Snakes, ecology and behavior. McGraw-Hill, New York.

Peterson, A. T. 2009. Perspective: Phylogeography is not enough: The need for multiple lines of evidence. *Frontiers of biogeography*. 1: 19-25.

Peterson, A. T. y Y. Nakazawa. 2008. Environmental datasets matter in ecological niche modelling: an example with *Solenopsis invicta* and *Solenopsis richteri*. *Global Ecology and Biogeography*. 17: 135-144.

Peterson, A. T., M. Papeş y M. Eaton. 2007. Transferability and model evaluation in ecological niche modeling: a comparison of GARP and Maxent. *Ecography*. 30: 550-560.

Peterson, A. T., M. Papeş y J. Soberón. 2008. Rethinking receiver operating characteristic analysis applications in ecological niche modeling. *Ecological modelling*. 213: 63-72.

Peterson, A. T., V. Sánchez-Cordero, E. Martínez-Meyer y A. G. Navarro-Sigüenza. 2006. Tracking population extirpations via melding ecological niche modeling with land-cover information. *Ecological Modelling*. 95: 229-236.

Peterson, A. T. y J. Soberón, J. 2012. Species distribution modeling and ecological niche modeling: getting the concepts right. *Naturaleza y conservación*. 10: 102-107.

Phillips, S. J., R. P. Anderson y R. E. Schapire. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*. 190: 231-259.

Phillips, S. J. y M. Dudik. 2008. Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography*. 31: 161-175.

Pressey, R. L., C. J. Humphries, C. R. Margules, R. I. Vane-Wright y P. H Williams. 1993. Beyond opportunism: key principles for systematic reserve selection. *Trends in Ecology and Evolution*. 8: 124-128.

Purvis, A., J. L. Gittleman, G. Cowlishaw y G. M. Mace. 2000. Predicting extinction risk in declining species. *Proceedings of the royal society of London*. 267: 1947-1952.

R core Team. 2013. R: A language and environment for statistical computing.

Racero-Casarrubia, J. A., C. C. Vidal, Ó. D. Ruiz y J. Ballesteros. 2008. Percepción y patrones de uso de la fauna silvestre por las comunidades indígenas Embera-Katíos en la cuenca del río San Jorge, zona amortiguadora del PNN-Paramillo. *Revista de estudios sociales*. 31: 118-131.

Rahman, S. C., S. M. A. Rashid, K. Das y L. Luiselli. 2013. Composition and structure of a snake assemblage in an altered tropical forest-plantation mosaic in Bangladesh. *Amphibia-Reptilia*. 34: 41-50.

Ramírez-Bautista, A. y R. Cruz-Elizalde. 2013. Reptile community structure in two fragments of cloud forest of the Sierra Madre Oriental, Mexico. *North-Western Journal of Zoology*. 9: 410-417.

Ramírez-Bautista, A., U. Hernández-Salinas, U. O. García-Vázquez, A. Leyte-Manrique y L. Canseco-Márquez. 2009. Herpetofauna del Valle de México: diversidad y conservación. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México.

Ramírez-González A. 2006. Ecología: Métodos de muestreo y análisis de poblaciones y comunidades. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá, Colombia.

Rapoport, E. H. y J. A. Monjeau. 2001. Areografía. Pp. 23-30. En: Llorente-Bousquets, J. y J. J. Morrone (Eds.). Introducción a la biogeografía en Latinoamérica: Teorías, conceptos, métodos y aplicaciones. Las Prensas de Ciencias. México.

Reading, C. J., L. M. Luiselli, G. C. Akani, X. Bonnet, G. Amori, J. M. Ballouard, G. Amori, J. M. Ballouard, E. Filippi, G. Naulleau, D. Pearson y L. Rugiero. 2010. Are snake populations in widespread decline? *Biology letters*. 6: 777-780.

Redford, K. H. 1992. The empty forest. *BioScience*. 42: 412-422.

Rengifo, M., J. Taylor, F. Castro Herrera y P. Iraizos. 2015. Uso de hábitat y relaciones ecomorfológicas de un ensamble de *Anolis* (Lacertilia: Dactyloidae) en la región natural Chocoana, Colombia. *Acta Zoológica Mexicana*. 31: 159-172.

Ríos-López, N. y M. T. Aide. 2007. Herpetofaunal dynamics during secondary succession. *Herpetologica*. 63: 35-50.

Ríos-Muñoz, C. A. y A. G. Navarro-Sigüenza. 2009. Efectos del cambio de uso de suelo en la disponibilidad hipotética de hábitat para los psitácidos de México. *Ornitología Neotropical*. 20: 491-509.

Rivera-Ortíz, F. A., K. Oyama, C. A. Ríos-Muñoz, S. Solórzano, A. G. Navarro-Sigüenza y M. D. C. Arizmendi. 2013. Caracterización del hábitat y modelación de la distribución potencial de la guacamaya verde (*Ara militaris*) en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 84: 1200-1215.

Romero-Martínez, H. J. y J. D. Lynch. 2012. Anfibios de la Región Caribe. Pp. 677-701. En: Rangel-Ch. J. O. (Ed.). Colombia Diversidad Biótica XII. La Región Caribe de

Colombia. Universidad Nacional de Colombia-Instituto de Ciencias Naturales. Colombia, Bogotá.

Rosete-Vergés, F. A., J. L. Pérez-Damián, M. Villalobos-Delgado, E. N. Navarro-Salas, E. Salinas-Chávez y R. Remond-Noa. 2014. El avance de la deforestación en México 1976-2007. *Madera y bosques*. 20: 21-35.

Rossman, D. A. 1966. Evidence for conspecificity of the Mexican garter snakes *Thamnophis phenax* (Cope) and *Thamnophis sumichrasti* (Cope). *Herpetologica*. 22: 303-305.

Rossman, D. A. y F. T. Burbrink. 2005. Species limits within the Mexican garter snakes of the *Thamnophis godmani* complex. *Louisiana State University*. 79: 1-44.

Rossman, D. A., N. B. Ford y R. A. Seigel. 1996. *The garter Snakes. Evolution and Ecology*. University of Oklahoma Press, Norman and London.

Sanabria-Monroy, M. D. R., J. Manjarrez, H. Sánchez Sánchez y V. Fajardo-Guadarrama. 2014. Comparación intraespecífica de la conducta antidepredatoria de la culebra *Thamnophis melanogaster*. *Ciencia*. 21: 230-235.

Sánchez-Cordero, V., P. Illoldi-Rangel, M. Linaje, S. Sarkar y T. Peterson. 2005. Deforestation and extant distribution of Mexican endemic mammals. *Biological Conservation*. 126: 465-473.

Sánchez-Cordero, V. y E. Martínez-Meyer. 2000. Museum specimen data predict crop damage by tropical rodents. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 97: 7074-7077.

Saunders, D. A., R. J. Hobbs y C. R. Margules. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation biology*. 5: 18-32.

Scheldeman, X. y M. van Zonneveld. 2011. Manual de capacitación en análisis espacial de diversidad y distribución de plantas. Bioersivity International. INIA. Roma.

Scott, N. J. Jr. y R. A. Seigel. 1992. The management of amphibian and reptile populations: species priorities and methodological and theoretical constraints. Pp. 343-368. En: McCullough, D., R. H. Barrett (Eds.). *Wildlife 2001: populations*. Springer. Netherlands.

SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010: Protección ambiental-especies nativas de México de flora y fauna silvestres-categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-lista de especies en riesgo. *Diario oficial de la federación*. 110.

Sierra-Morales, P., R. C. Almazán-Núñez, E. Beltrán-Sánchez, C. A. Ríos-Muñoz y M. del Coro-Arizmendi. 2016. Distribución geográfica y hábitat de la familia Trochilidae (Aves) en el estado de Guerrero, México. *Revista de Biología Tropical*. 64: 363-376.

Slip, D. J. y R. Shine. 1988. The reproductive biology and mating system of diamond pythons, *Morelia spilota* (Serpentes: Boidae). *Herpetologica*. 396-404.

Soberón, J. y A. T. Peterson. 2005. Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. *Biodiversity Informatics*. 2: 1-10.

Soberón, J. y A. T. Peterson. 2011. Ecological niche shifts and environmental space anisotropy: A cautionary note. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 82: 1248-1353.

- Soberón, J. y M. Nakamura. 2009. Niches and distributional areas: concepts, methods, and assumptions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 106: 19644-19650.
- Steen, D. A. y L. L. Smith. 2006. Road surveys for turtles: consideration of possible sampling biases. *Herpetological Conservation and Biology*. 1: 9-15.
- Stenseth, N. C., H. Leirs, A. Skonhøft, S. A. Davis, R. P. Pech, H. P. Andreassen y Z. Zhang. 2003. Mice, rats, and people: the bio-economics of agricultural rodent pests. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 1: 367-375.
- Stockwell, D. R. y A. T. Peterson. 2002. Effects of sample size on accuracy of species distribution models. *Ecological Modelling*. 148: 1-13.
- Sunny, A., A. González-Fernández y M. D'Addario. 2017. Potential distribution of the endemic imbricate alligator lizard (*Barisia imbricata imbricata*) in highlands of central Mexico. *Amphibia-Reptilia*. 38: 225-231.
- Terribile, L. C. y J. A. F. Diniz-Filho. 2010. How many studies are necessary to compare niche-based models for geographic distributions? Inductive reasoning may fail at the end. *Brazilian Journal of Biology*. 70: 263-269.
- Todd, B. D. y K. M. Andrews. 2008. Response of a reptile guild to forest harvesting. *Conservation Biology*. 22: 753-761.
- Tolson, P. J. y R. W. Henderson. 2006. An overview of snake conservation in the West Indies. *Applied Herpetology*. 3: 345-356.

Torres, N. M., P. De Marco, T. Santos, L. Silveira, A. T. de Almeida Jácomo y J. A. Diniz-Filho. 2012. Can species distribution modelling provide estimates of population densities? A case study with jaguars in the Neotropics. *Diversity and Distributions*. 18: 615-627.

Urbina-Cardona, J. N., M. C. Londoño-Murcia y D. G. García-Ávila. 2008. Dinámica espacio-temporal en la diversidad de serpientes en cuatro hábitats con diferente grado de alteración antropogénica en el parque nacional natural isla Gorgona Pacífico Colombiano. *Caldasia*. 30: 479-493.

Urbina-Cardona, J. N., M. Olivares-Pérez y V. H. Reynoso-Rosales. 2006. Herpetofauna diversity and microenvironment correlates across a pasture-edge-interior ecotone in tropical rainforest fragments in the Los Tuxtlas Biosphere Reserve of Veracruz, Mexico. *Biological conservation*. 132: 61-75.

Urbina-Cardona, J. N. y V. H. Reynoso-Rosales. 2005. Recambio de anfibios y reptiles en el gradiente potrero-borde-interior en Los Tuxtlas, Veracruz, México. Pp. 191-207. En: Halffter, G., J. Soberón, P. Koleff y A. Melic (Eds.). *Sobre diversidad biológica: el significado de las diversidades alfa, beta y gamma*. CONABIO/ CONACYT. México, D.F.

Uriarte-Garzón, P. y U. O. García-Vázquez. 2014. Primer registro de *Nerodia erythrogaster bogerti* (Conant, 1953) (Serpentes: Colubridae) para el estado de Chihuahua, México. *Acta Zoológica Mexicana*. 30: 221-225.

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. UNAM, México, D.F.

Valdéz-González, M. A. y A. Ramírez-Bautista. 2002. Reproductive characteristics of the spiny lizards, *Sceloporus horridus* and *Sceloporus spinosus* (Squamata: Phrynosomatidae) from México. *Journal of Herpetology*. 36: 36-43.

Vázquez-Díaz J. y G. E. Quintero-Díaz. 2005. Anfibios y reptiles de Aguascalientes. CONABIO, CIEMA. México, D.F.

Velázquez, A., E. Durán, A. Larrazábal, F. López y C. Medina. 2007. La cobertura vegetal y los cambios de uso del suelo. Pp. 978-607. En: M. Mendoza, A. Velázquez, A. Larrazábal y A. Toledo (Comps.). Atlas fisicogeográfico de la cuenca del Tepalcatepec. SEMARNAT, INE, CIGA, UNAM, El Colegio de Michoacán. México, D.F.

Venegas-Barrera, C. S. y J. Manjarrez. 2001. *Thamnophis eques* (Mexican garter snake) and *Thamnophis scalaris* (Mexican alpine blotched garter snake). Predator/prey. *Herpetological Review*. 32: 187.

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

Vite-Silva, V., A. Ramírez-Bautista y U. Hernández-Salinas. 2010. Diversidad de anfibios y reptiles de la Reserva de la Biosfera Barranca de Metztitlán, Hidalgo, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 81: 473-485.

Waide, R. B. 1991. Summary of the response of animal populations to hurricanes in the Caribbean. *Biotropica*. 23: 508-512.

Wallace, G. E. y C. M. Hill. 2012. Crop damage by primates: Quantifying the key parameters of crop-raiding events. *Plos one*. 7: 46-63.

Weatherhead, P. J. y T. Madsen. 2009. Linking Behavioral Ecology to Conservation Objectives. Pp. 149-171. En: Mullin S. J. y R. A. Seigel (Eds.). Snakes: Ecology and Evolutionary Biology. McGraw-Hill, New York, USA.b

Whitfield, S. M. y M. A. Donnelly. 2006. Ontogenetic and seasonal variation in the diets of a Costa Rican leaf-litter herpetofauna. *Journal of Tropical Ecology*. 22: 409-417.

Wilms, T. M., P. Wagner, M. Shobrak, D. Rödder y W. Böhme. 2011. Living on the edge?- On the thermobiology and activity pattern of the large herbivorous desert lizard *Uromastyx aegyptia microlepis* Blanford, 1875 at Mahazat as-Sayd Protected Area, Saudi Arabia. *Journal of Arid Environments*. 75: 636-647.

Wisz, M. S., R. J. Hijmans, J. Li, A. T. Peterson, C. H. Graham y A. Guisan. 2008. Effects of sample size on the performance of species distribution models. *Diversity and Distributions*. 14: 763-773.

Yáñez-Arenas, C., S. Mandujano, E. Martínez-Meyer, A. Pérez-Arteaga y A. González-Zamora. 2012. Modelación de la distribución potencial y el efecto del cambio de uso de suelo en la conservación de los ungulados silvestres del Bajo Balsas, México. *Therya*. 3: 67-79.

Zuur, A. F., E. N. Ieno y C. S. Elphick. 2010. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in Ecology and Evolution*. 1: 3-14.

Anexos

Anexo 1. Tablas de estados de riesgo de las especies del género *Thamnophis* endémicas a México.

Muestra en qué estados se encuentran y datos sobre su historia natural.

Tabla suplementaria 1. Estado de conservación y distribución de las especies de *Thamnophis*. La categoría de riesgo de las distintas especies de *Thamnophis* con relación a la NOM 59-2010 (Semarnat 2010) y a la IUCN (IUCN 2012) y su distribución (Rossman et al. 1966 y Rossman 1996).

Especie	NOM 59-2010	IUCN	Distribución
<i>Thamnophis chrysocephalus</i>	Amenazada	Preocupación menor	En el sur de la Sierra Madre Oriental (de Puebla al centro de Ver.) y en la Sierra Madre del Sur (del sur de Oax. al sur de Gro.)
<i>Thamnophis conanti</i>	No se considera en estado de riesgo	No se considera en estado de riesgo	En la Sierra Madre Oriental (entre el límite de Puebla y Veracruz)
<i>Thamnophis exsul</i>	Amenazada	Preocupación menor	En la Sierra Madre Oriental del este de México (De Tamaulipas a Nuevo León)
<i>Thamnophis godmani</i>	Amenazada	Preocupación menor	En el sur de la Sierra Madre Oriental (De Veracruz a Oaxaca)
<i>Thamnophis lineri</i>	No se considera en estado de riesgo	No se considera en estado de riesgo	En la Sierra de Juárez (Al centro de Oaxaca)
<i>Thamnophis melanogaster</i>	Amenazada	En peligro de extinción	Del centro al norte del México (desde Chihuahua al DF)
<i>Thamnophis mendax</i>	Amenazada	En peligro de extinción	En la Sierra Madre Oriental del este de México (Tamps.)
<i>Thamnophis nigronuchalis</i>	Sujeta a protección especial	Información deficiente	Al centro de Durango
<i>Thamnophis pulchrilatus</i>	No se considera en estado de riesgo	Preocupación menor	Distribución disyunta en el centro de México al sur (De Dgo. a Oax.)

Continuación. Tabla suplementaria 1. Estado de conservación y distribución de las especies de *Thamnophis*. Se muestra la categoría de riesgo de las distintas especies de *Thamnophis* con relación a la NOM 59-2010 (Semarnat 2010) y a la IUCN (IUCN 2012) y su distribución (Rossman et al. 1966 y Rossman 1996).

<i>Thamnophis scalaris</i>	Amenazada	Preocupación menor	A través de la Faja Volcánica Transmexicana (de Jalisco a Veracruz)
<i>Thamnophis scaliger</i>	Amenazada	Vulnerable	En el centro de México (de Jalisco a Puebla)
<i>Thamnophis sumichrasti</i>	Amenazada	Preocupación menor	En el este de México (De Veracruz a Querétaro)
<i>Thamnophis valida</i>	No se considera en estado de riesgo	Preocupación menor	En la Costa del Pacífico y la Cuenca del Río Balsas (De Sonora a Guerrero)

Tabla suplementaria 2. Historia natural de las distintas especies endémicas de *Thamnophis* en México. Tipos de vegetación, intervalo altitudinal, clima, microambiente y alimentación reportada por Rossman et al. (1966) para las especies endémicas de *Thamnophis* en México.

Especie	Tipo de vegetación	Intervalo altitudinal	Clima	Microambiente	Alimentación
<i>Thamnophis chrysocephalus</i>	BC, BP, BE, BCE	1219 a los 3078 msnm	Climas templados	Cerca de estanques, bajo rocas cerca de los estanques	Peces, anfibios, reptiles y ocasionalmente pequeños mamíferos
<i>Thamnophis conanti</i>	BE	2134 a los 2256 msnm			
<i>Thamnophis exsul</i>	Chaparral, BP, BE, bosque de madroños, Mx y P	2650 a 2800 msnm	Climas templados secos, semisecos, a subhúmedos con lluvias en todas las estaciones	En ramas y rocas	Pequeños reptiles

Continuación. Tabla suplementaria 2. Historia natural de las distintas especies de <i>Thamnophis</i> . Tipos de vegetación, intervalo altitudinal, clima, microambiente y alimentación reportada por Rossman et al. (1966) para las especies endémicas de <i>Thamnophis</i> en México.					
<i>Thamnophis godmani</i>	BC, BP-E y BE	1768 a 3200 msnm	Templados húmedo, templado subhúmedo con lluvias en verano	Estanques y arroyos, bajo ramas, troncos, rocas, hojarasca y en hojas de Agave	Pequeños reptiles
<i>Thamnophis lineri</i>	BP, BE y BO	2700 a los 2845 msnm			
<i>Thamnophis melanogaster</i>	BTC, BE, Mx y BTS	1158 a 2545 msnm	Semicálido templado subhúmedo, semiseco con lluvias en verano, templado húmedo con lluvias en verano y semiárido templado	Acuáticos en arroyos, lagos y pantanos	Organismo acuáticos entre ellos peces y anfibios (ranas, sapos y renacuajos)
<i>Thamnophis mendax</i>	BP-E, BC y BMM	1100 a 1600 msnm	Climas templados	En las rocas, troncos, bajo las hojas de agave. No está presente en hábitats perturbados	Anfibios pequeños
<i>Thamnophis nigronuchalis</i>	BP-E y BQ	2195 a los 2743 msnm	En cuerpos de agua	Debajo de las piedras y troncos	Pequeños reptiles
<i>Thamnophis scalaris</i>	Mx, BMM, BC, BTC.	2103 a 4273 msnm	Climas templados	Troncos, rocas y los hoyos como refugios	Pequeños reptiles

Continuación. Tabla suplementaria 2. Historia natural de las distintas especies de <i>Thamnophis</i> . Tipos de vegetación, intervalo altitudinal, clima, microambiente y alimentación reportada por Rossman et al. (1966) para las especies endémicas de <i>Thamnophis</i> en México.					
<i>Thamnophis scaliger</i>	BP, BE y BO	2700 a 3500 msnm	Templado y templado semifrío	En claros de los bosques o entre la maleza, bajo rocas, entre ramas caídas y hojarasca	Anfibios pequeños
<i>Thamnophis sumichrasti</i>	BC, BP-E, BE y BMM	1365 a 2305 msnm	Cálidos subhúmedos, templado húmedos con lluvias todo el año, y templado subhúmedo con lluvias en verano	Pequeños arroyos de montaña o canales, bajo troncos y ramas, vegetación secundaria o potreros	Pequeños anfibios
<i>Thamnophis valida</i>	Bosques de roble, prados y BP-E	1200 a los 3000 msnm	Templado subhúmedo con lluvias en verano	Semi-acuáticos, manglares, pantanos, arroyos, ríos, piscinas rocosas del cañón, canales de riego, presas	Peces, anfibios, reptiles y ocasionalmente pequeños mamíferos

Anexo 2. Mapas de la distribución reconocida para las especies endémicas del género *Thamnophis*. (Rossman et al. 1996 y Rossman y Burbrink 2005).

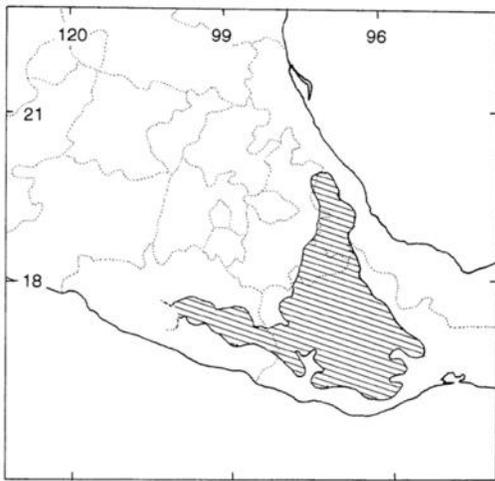


Figura suplementaria 1. Mapa de la distribución de *Thamnophis chrysocephalus* de acuerdo a Rossman et al. 1996.

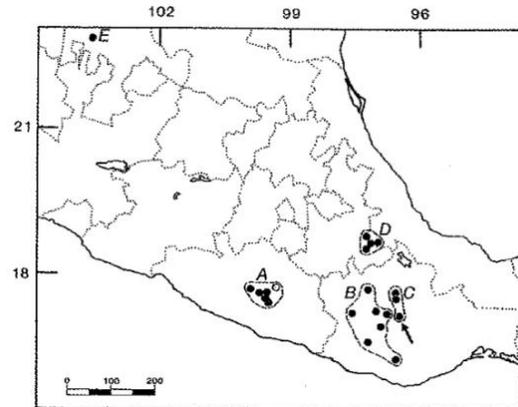


Figura suplementaria 2. Mapa de la distribución de *T. godmani* (A), *T. conanti* (D) y *T. Lineri* (C) de acuerdo a Rossman y Burbrink 2005.



Figura suplementaria 3. Mapa de la distribución de *T. exsul* de acuerdo a Rossman et al. 1996.

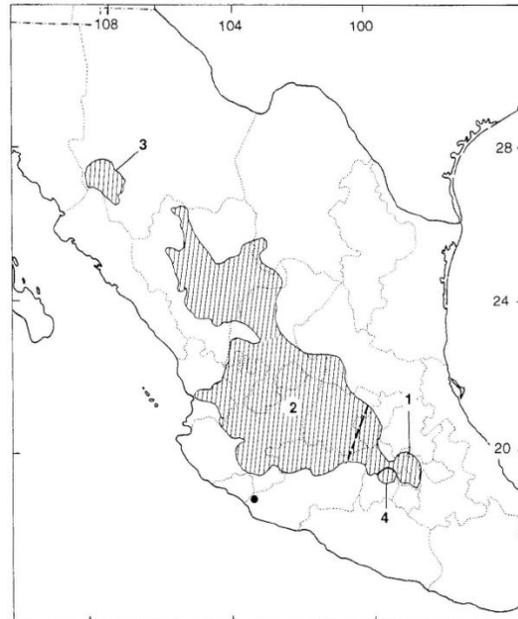


Figura suplementaria 4. Mapa de la distribución de *T. melanogaster* de acuerdo a Rossman et al. 1996.

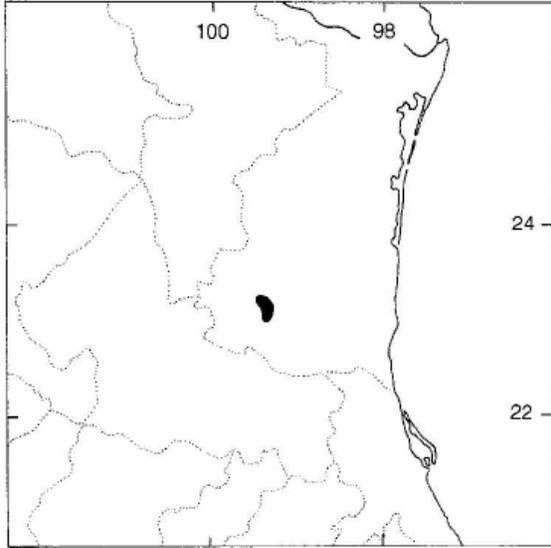


Figura suplementaria 5. Mapa de la distribución de *T. mendax* de acuerdo a Rossman et al. 1996.

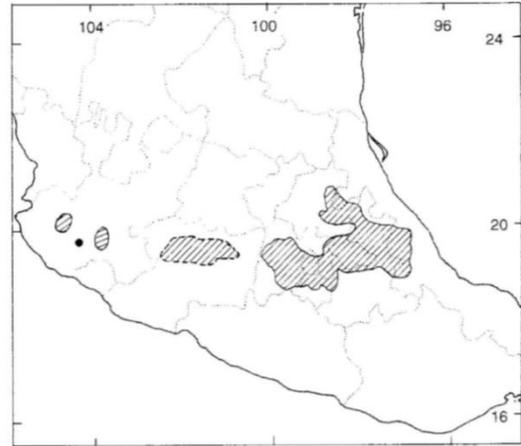


Figura suplementaria 8. Mapa de la distribución de *T. scalaris* de acuerdo a Rossman et al. 1996.

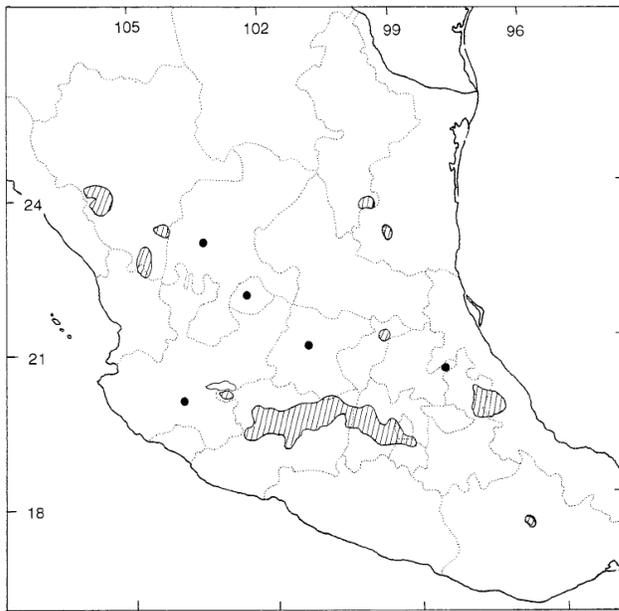


Figura suplementaria 7. Mapa de la distribución de *T. pulchrilatus* de acuerdo a Rossman et al. 1996.

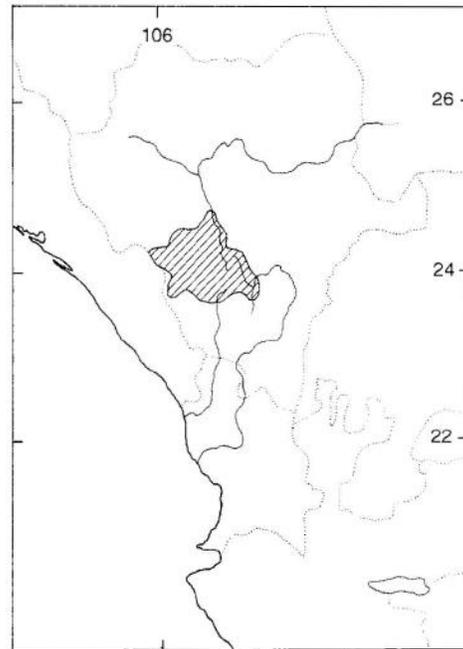


Figura suplementaria 6. Mapa de la distribución de *T. nigronuchalis* de acuerdo a Rossman et al. 1996.

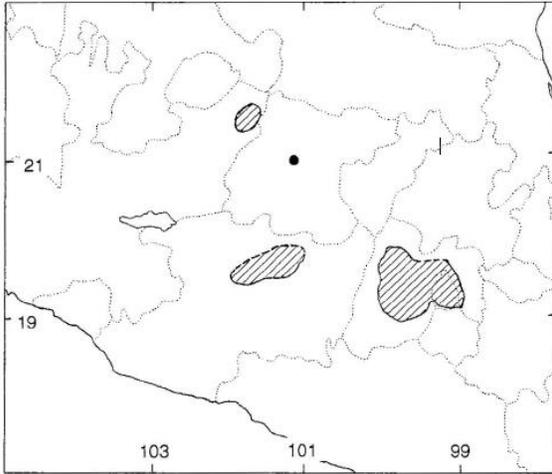


Figura suplementaria 9. Mapa de la distribución de *T. scaliger* de acuerdo a Rossman et al. 1996.

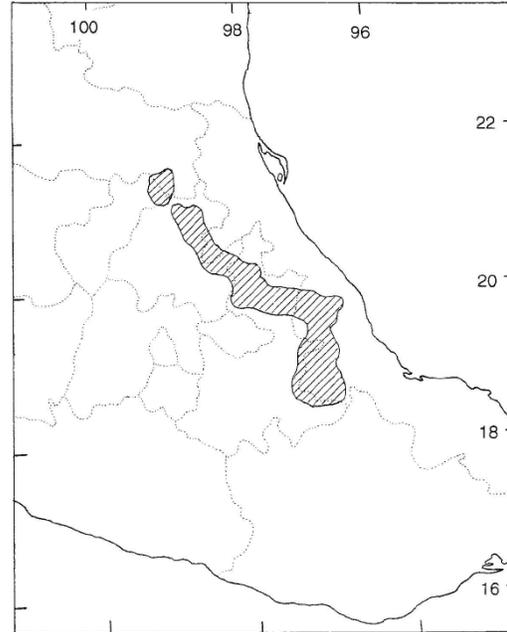


Figura suplementaria 10. Mapa de la distribución de *T. sumichrasti* de acuerdo a Rossman et al. 1996.

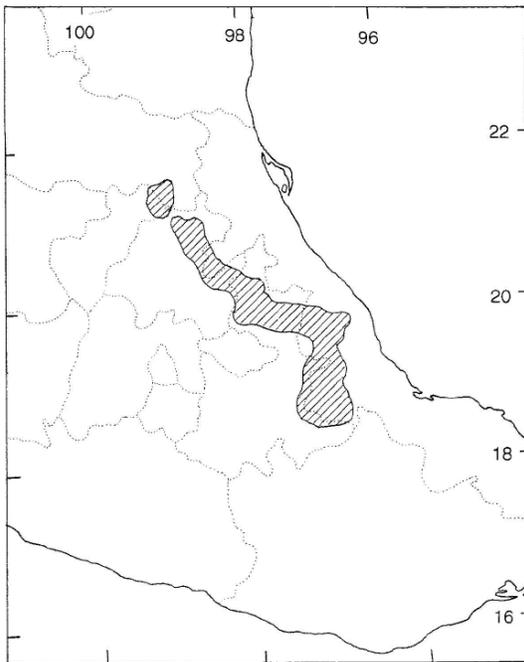


Figura suplementaria 11. Mapa de la distribución de *T. sumichrasti* de acuerdo a Rossman et al. 1996.

Anexo 3. Gráficas de caja y bigote con 19 variables climáticas y cinco variables topográficas para la depuración ambiental por medio de valores atípicos. Los valores observados más allá de los bigotes son los considerados valores atípicos y se encuentran más allá de tres veces la distancia del rango intercuartílico.

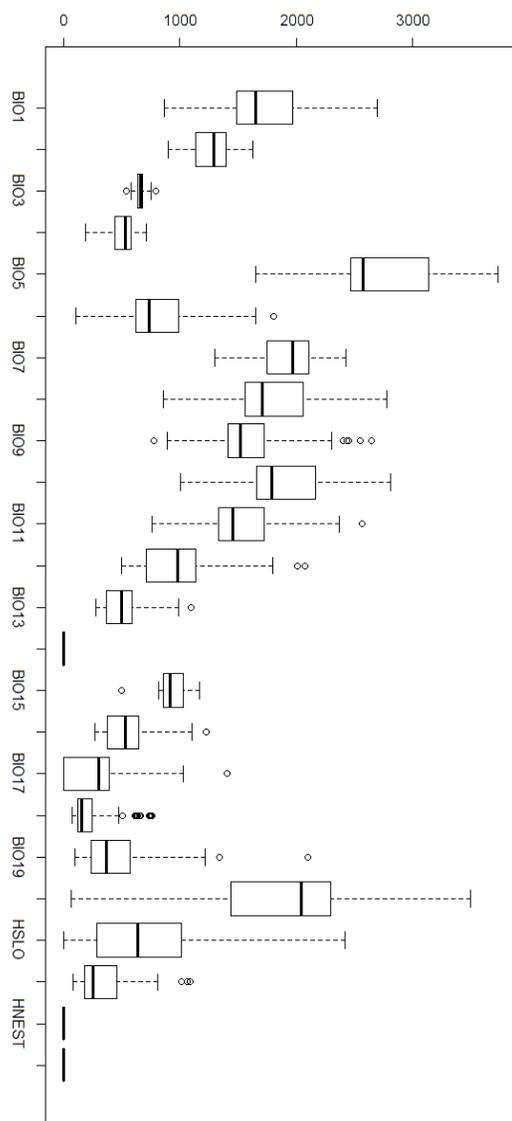


Figura suplementaria 12. Distribución ambiental de *Thamnophis chrysocephalus* en las distintas capas bioclimáticas, previa a la depuración ambiental. Los valores atípicos son aquellos que se observan fuera del rango de los bigotes, los cuales deben ser removidos.

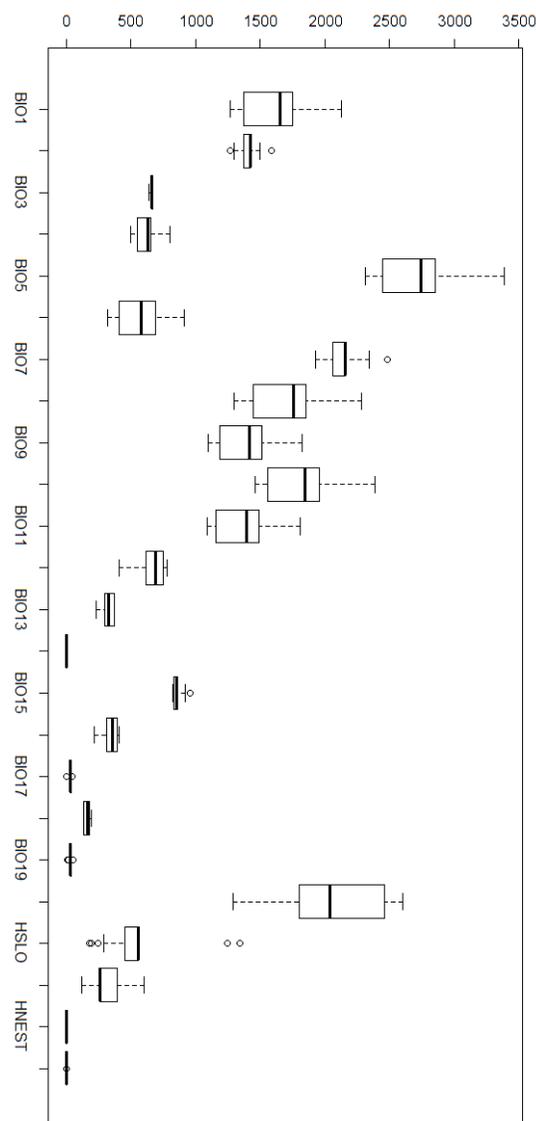


Figura suplementaria 13. Distribución ambiental de *Thamnophis conanti* en las distintas capas bioclimáticas, previa a la depuración ambiental. Los valores atípicos son aquellos que se observan fuera del rango de los bigotes, los cuales deben ser removidos.

Figura suplementaria 14. Distribución ambiental de *Thamnophis exsul* en las distintas capas bioclimáticas, previa a la depuración ambiental. Los valores atípicos son aquellos que se observan fuera del rango de los bigotes, los cuales deben ser removidos.

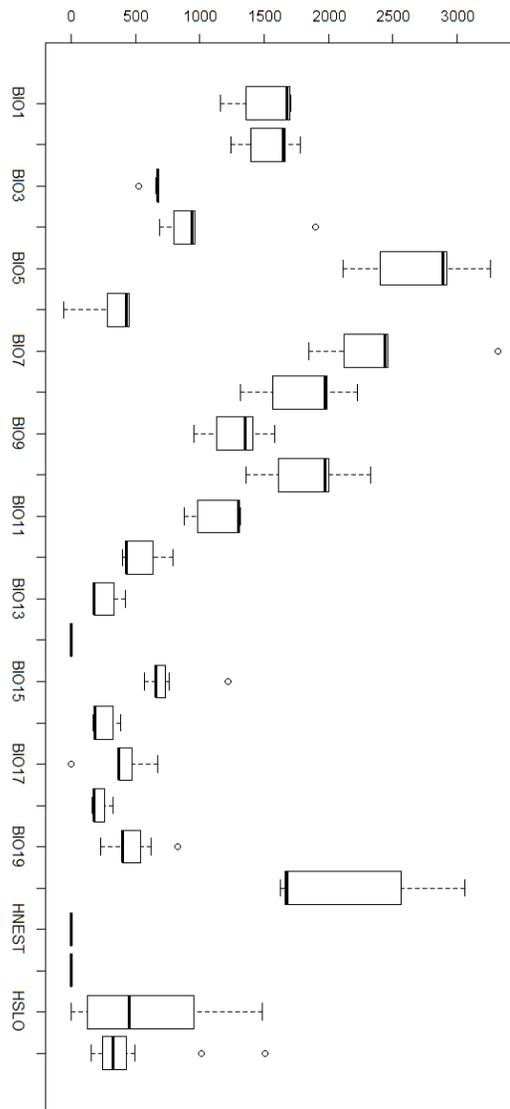


Figura suplementaria 15. Distribución ambiental de *Thamnophis godmani* en las distintas capas bioclimáticas y los valores atípicos en cada una, en la que se observa una gran variedad de valores alejados de la mediana.

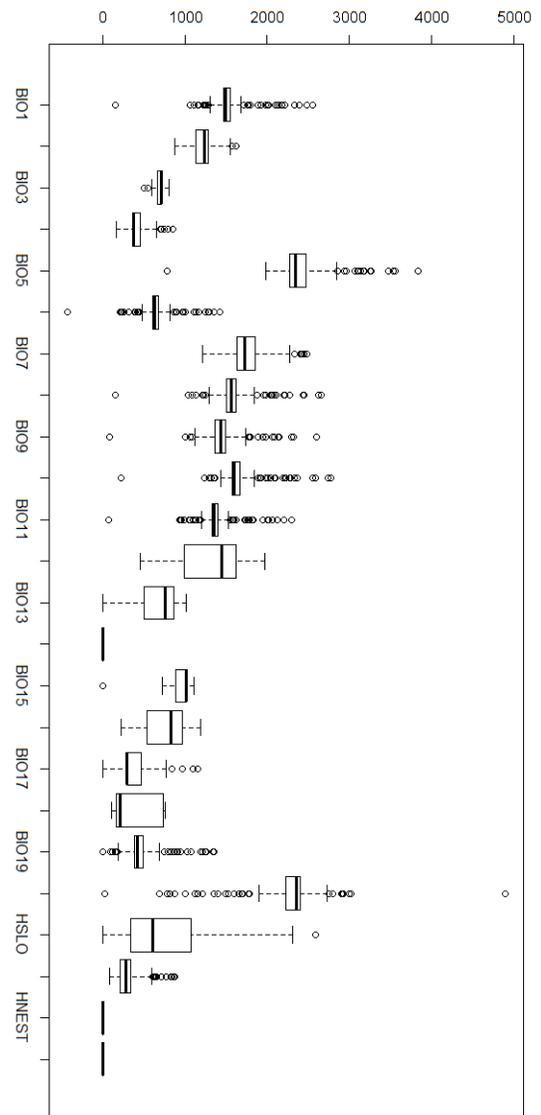


Figura suplementaria 16. Distribución ambiental de *Thamnophis lineri* en las distintas capas bioclimáticas, previa a la depuración ambiental. Los valores atípicos son aquellos que se observan fuera del rango de los bigotes, los cuales deben ser removidos.

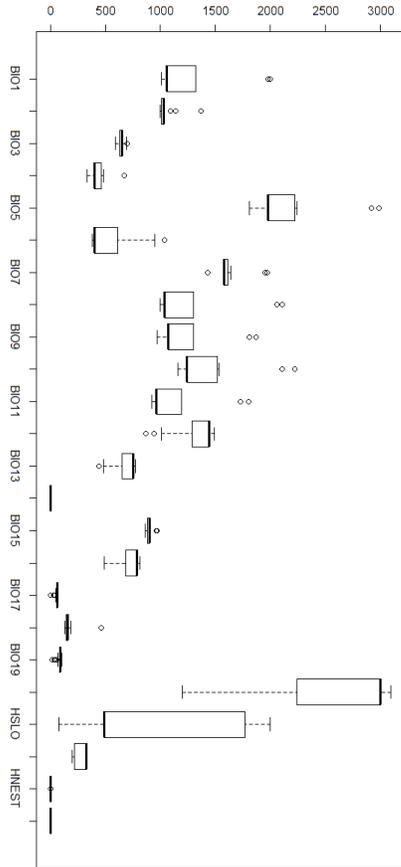


Figura suplementaria 17 Distribución ambiental de *Thamnophis melanogaster* en las distintas capas bioclimáticas y los valores atípicos que son los puntos que se observan fuera del rango de los bigotes. Previo a la depuración geográfica y ambiental, en donde se observan muchos datos que requieren ser removidos.

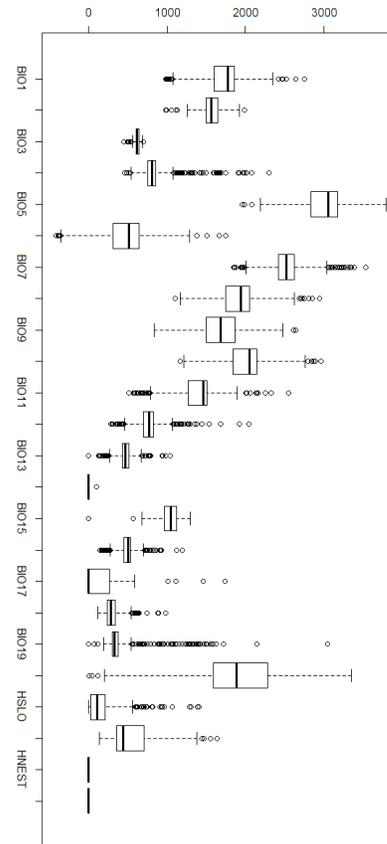


Figura suplementaria 18. Distribución ambiental de *Thamnophis mendax* en las distintas capas bioclimáticas, previa a la depuración ambiental. Los valores atípicos son aquellos que se observan fuera del rango de los bigotes, los cuales deben ser removidos.

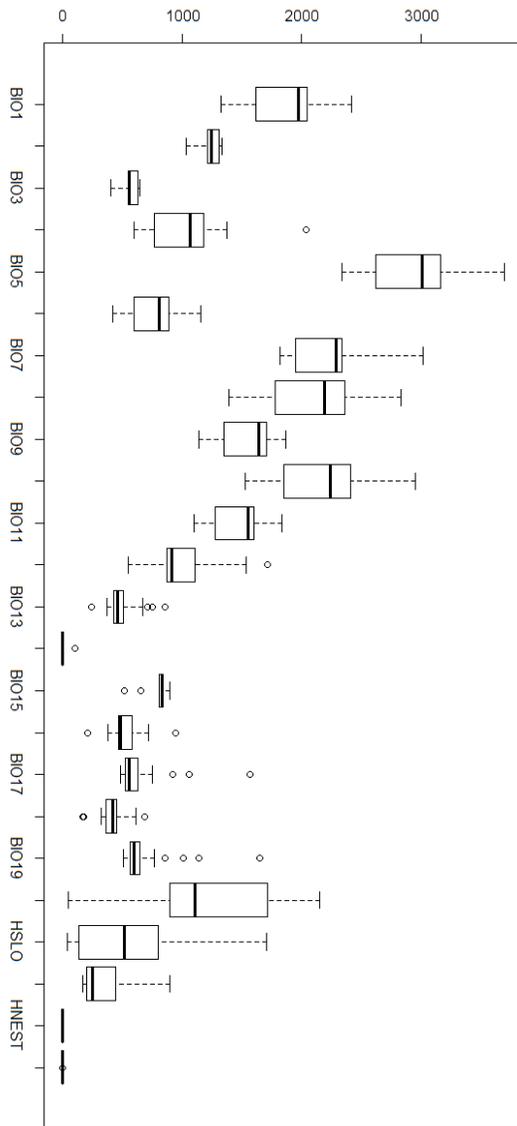


Figura suplementaria 19. Distribución ambiental de *Thamnophis nigrionuchalis* en las distintas capas bioclimáticas, previa a la depuración ambiental. Los valores atípicos son aquellos que se observan fuera del rango de los bigotes, los cuales deben ser removidos.

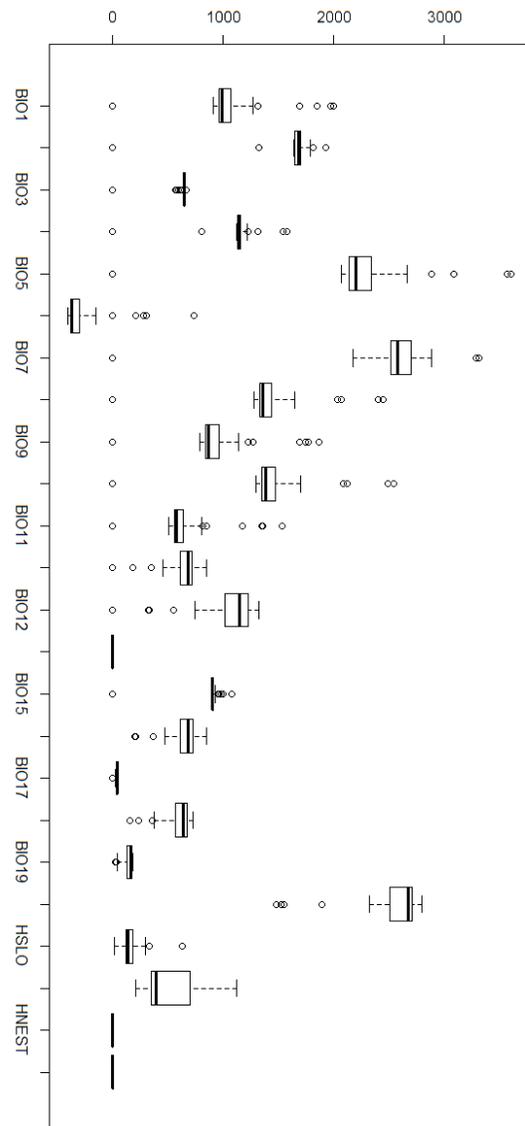


Figura suplementaria 20. Distribución ambiental de *Thamnophis pulchrilatus* en las distintas capas bioclimáticas, previa a la depuración ambiental. Los valores atípicos son aquellos que se observan fuera del rango de los bigotes, los cuales deben ser removidos.

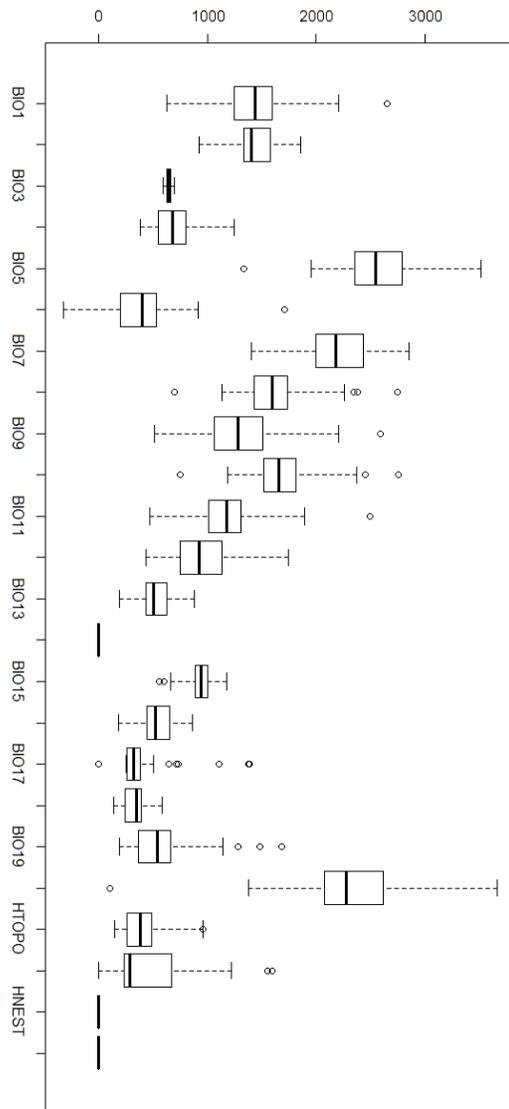


Figura suplementaria 21. Distribución ambiental de *Thamnophis scalaris* en las distintas capas bioclimáticas, previa a la depuración ambiental. Los valores atípicos son aquellos que se observan fuera del rango de los bigotes, los cuales deben ser removidos.

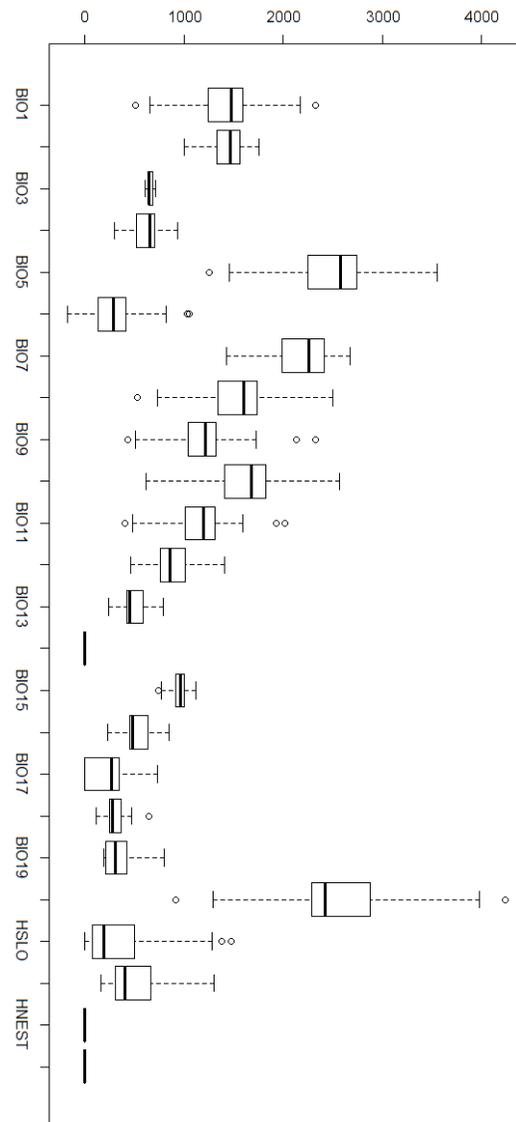


Figura suplementaria 22. Distribución ambiental de *Thamnophis scaliger* en las distintas capas bioclimáticas, previa a la depuración ambiental. Los valores atípicos son aquellos que se observan fuera del rango de los bigotes, los cuales deben ser removidos.

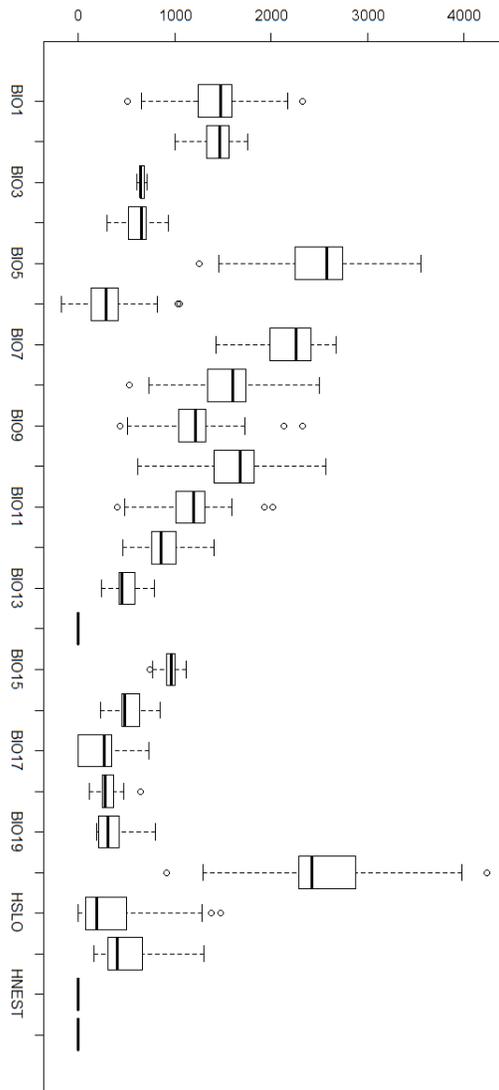


Figura suplementaria 23. Distribución ambiental de *Thamnophis sumichrasti* en las distintas capas bioclimáticas, previa a la depuración ambiental. Los valores atípicos son aquellos que se observan fuera del rango de los bigotes, los cuales deben ser removidos.

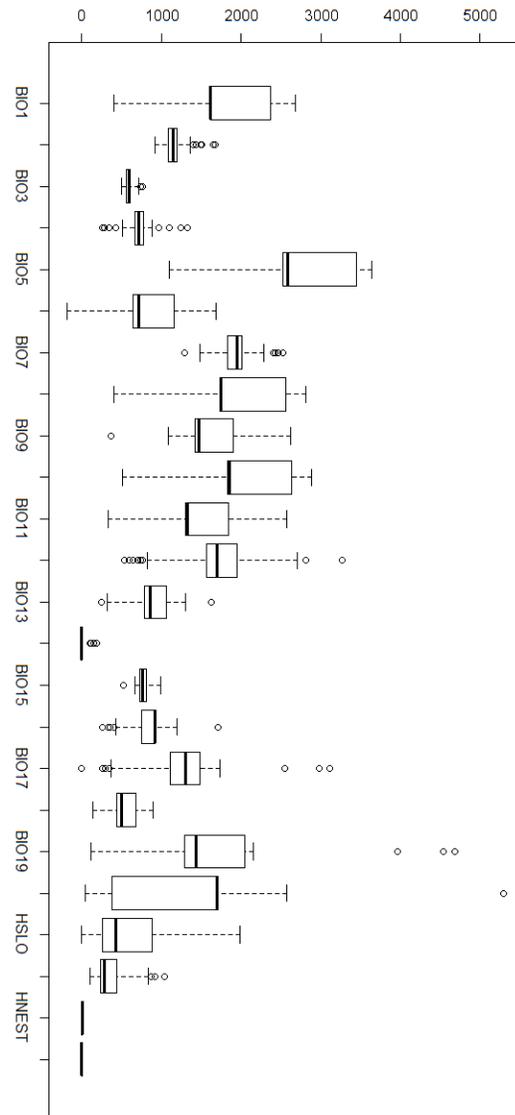
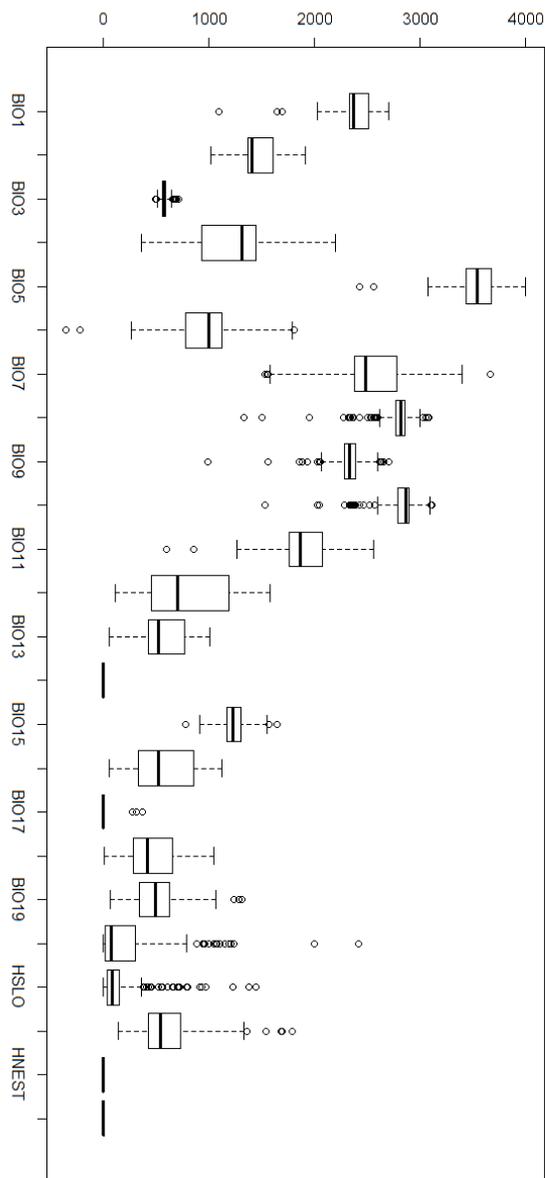


Figura suplementaria 24. Distribución ambiental de *Thamnophis valida* en las distintas capas bioclimáticas, previa a la depuración ambiental. Los valores atípicos son aquellos que se observan fuera del rango de los bigotes, los cuales deben ser removidos.



Anexo 4. Tabla de las variables utilizadas para generar los modelos de distribución de especies. Se muestra cada especie con sus porcentajes de contribución, sólo están presentes las que se usaron para generar cada grupo de modelos por especie, a partir de las diferentes extensiones geográficas de cada especie.

Tabla suplementaria 3. Tabla de capas climáticas y topográficas con y sin problemas de colinealidad, con su porcentaje de contribución.													
<i>T. chrysocephalus</i>	hdem	Bio18	Bio2	Bio17	Bio_4	Bio15	hnort	Bio19	hnest	hslo	Bio3	Bio12	htopo
	22.6	18.2	17.1	15.5	6.5	6.3	3.5	3.5	2.7	2	0.9	0.9	0.5
<i>T. exsul</i>	bio3	bio7	hnestb	bio17	hnortb	htopob	hslob	hdemb	bio9	bio18	bio15		
	80.6	15	2.6	1.5	0.2	0.2	0.2	0.2	0.1	0.1	0.1		
<i>T. godmani</i>	Bio9	Bio4	Bio18	hslo	Bio13	hnest	Bio15	Bio3	hnort	Bio2	Bio14	htopo	Bio19
	35.2	33.7	13.9	7	2.3	2.2	1.7	1.2	0.9	0.6	0.5	0.5	0.4
<i>T. melanogaster</i>	bio18	bio3	hslo	bio12	hdem	bio17	htopo	bio15	bio19	bio2	hnest	hnort	bio9
	24.9	21.9	11.6	10.5	7.6	6.9	4.8	4.4	3.3	2.5	0.6	0.6	0.2
<i>T. mendax</i>	bio13	bio2	bio18	hnort	htopo	bio14	bio15	bio9	hnest	hslo	bio4		
	32.9	25.3	14.7	9.9	6.3	5.8	3.9	0.6	0.5	0	0		
<i>T. pulchrilatus</i>	Bio12	Bio3	Bio17	Bio2	hdem	Bio9	Bio19	Bio15	hnest	hslo	hnort	htopo	Bio18
	22.5	21.1	17.6	14.7	7.3	4.2	3.1	2.6	2.5	2.1	0.8	0.7	0.6
<i>T. scalaris</i>	hdem	bio4	bio2	bio15	bio17	bio12	bio18	htopo	hnort	hnest	bio19	hslo	
	56.4	9	8.2	7.8	5.9	4.3	2.8	1.6	1.4	1.1	0.8	0.7	
<i>T. scaliger</i>	hdem	Bio12	Bio15	Bio4	hslo	Bio3	Bio19	htopo	hnort	hnest	Bio18	Bio 2	Bio17
	42.7	24.6	12	4.9	4.7	3.3	3.2	1.6	1	1	0.5	0.4	0.1
<i>T. sumichrasti</i>	bio17	hdem	bio2	hslo	hnort	bioi6	hnest	bio15	htopo	bio14	bio18	bio4	bio19
	71.8	12.5	3.6	3.3	3.1	1.5	1.1	1	0.8	0.5	0.4	0.2	0.2
<i>T. valida</i>	bio6	bio15	hslo	bio2	bio4	bio18	htopo	hnest	bio19	hnort	bio17		
	34.4	34.4	10.5	7.6	5.9	4.8	0.9	0.4	0.4	0.3	0.1		
<i>T. lineri</i>	Bio7	hdem	Bio6	Bio18	Bio3	Bio15	Bio13	hnest	hnort	htopo			
	29.2	23.2	18	13.9	7	4	2.7	1.8	0.1	0.1			
<i>T. nigronuchalis</i>	hdem	hslo	Bio17	Bio19	Bio18	Bio3	htopo	hnest	hnort	Bio15	Bio2	Bio 9	
	41.1	11.5	10.7	9.6	7.8	6.5	4	2.8	2.5	1.8	0.8	0.5	
<i>T. conanti</i>	bio18	bio15	bio17	bio12	bio6	bio19	bio3	hnortbb	hnestbb	hsloslo	htopob	bio14	
	53.5	16.2	10.4	7.7	5.7	3.6	2.5	0.2	0.2	0.2	0.2	0.1	

Anexo 5. Los registros obtenidos de cada especie por colección herpetológica. Contiene la cantidad de registros que aportaron a cada una de las especies endémicas de *Thamnophis* para generar la base de datos.

	<i>T. chrysocephalus</i>	<i>T. conanti</i>	<i>T. exsul</i>	<i>T. godmani</i>	<i>T. linei</i>	<i>T. melanogaster</i>	<i>T. mendax</i>	<i>T. nigromuchalis</i>	<i>T. pulchritatus</i>	<i>T. scalaris</i>	<i>T. scelliger</i>	<i>T. sumichrasti</i>	<i>T. valida</i>
AMNH		1		69	18	304		1	10	24		25	233
BMNH				10		5				2	3	1	
BCB		5				16		2		8		2	16
BYU						4							
CAS						28		2		10		1	
CIB-UAEH						2				2			
CM			1			7				1			
CNAR				12		95				26	54	4	14
CU										1			
EBUAP	22			1									
ENCB	10			2		20			6	13	11	5	
FLMNH						108				8			8
FMNH		17	2	3				2	5	21		3	
HE	4					1				1			3
HERP	82		6	47		588			14	79	14	40	535
JFBM						74		4		2		2	1
KU		1		18		4				16	3	5	19
KUH	30			2		4				16	3	5	19
LACM		1	1			20	1			3		7	
LSU							1					7	
MCZ				8		106		2		1		3	
MZFC	90	1	2	81		122			8	64	52	13	18
MADUG-HE						1							
MPM						4		1					
MVZ						9		1		10		1	
RA										2			1
Reptiles						31				1			1
SMU						5				1			
SNIB			1	1						4	8	2	4
SRSU						1							
SUR						6							66
SDSNH													4
SMBU													1
TCWC			1	22		100				12	3	20	50
TNHC										2			
UAZ													78

UCM				6		3			3	2			
USNM		5		6	2	23	1			19	5	4	
UIMNH						60	1	1		20		2	
UMMZ						38	24	11				5	
UOMZ						28							
UTA		2		42	3	38			13	25		1	37
UTEP				1		12		4			1		
UMMZ		3		5	7				1	10	1		
Observations	1										1		
No proporcionado		8		10						25	1		
otros	49		1	6	15	37	1	37	11	26	6	4	40

AMNH: American Museum of Natural History, Division of Vertebrate Zoology (Herpetology), 79th Street and Central Park West, New York, New York 10024, USA.

BMNH: The Natural History Museum Department of Zoology, Cromwell Road, London SW7 5BD, United Kingdom. (Formerly the British Museum [Natural History].)

BYU: Monte L. Bean Life Science Museum, Brigham Young University, Provo, Utah 84602, USA.

CAS: California Academy of Sciences, Department of Herpetology, Golden Gate Park, San Francisco, California 94118, USA.

CIB: Chengdu Institute of Biology, Chinese Academy of Sciences, P.O. Box 416, Chengdu, 610041 Sichuan, P.R. China.

CNAR: La Colección Nacional de Anfibios y Reptiles, UNAM, MÉXICO.

CM: Amphibians and Reptiles Section, Carnegie Museum of Natural History – Pittsburgh.

EBUAP: Laboratorio de Herpetología, Escuela de Biología, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla, C.P. 72570. Puebla, México.

ENCB: Departamento de Zoología, Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, I.P.N.

FMNH: Field Museum, Division of Amphibians and Reptiles, Roosevelt Road at Lake Shore Drive, Chicago, Illinois 60605, USA.

KU: University of Kansas, Museum of Natural History, Division of Herpetology, Lawrence, Kansas 66045, USA.

LACM: Natural History Museum of Los Angeles County, Section of Herpetology, 900 Exposition Boulevard, Los Angeles, California 90007, USA.

LSUMZ: Louisiana State University, Museum of Natural Science, Baton Rouge, Louisiana 70893, USA.

MCZ: Museum of Comparative Zoology, Harvard University, Cambridge, Massachusetts 02138, USA.

MZFC: Museo de Zoología "Alfonso L. Herrera", México.

TCWC: Texas Cooperative Wildlife Collection, Department of Wildlife Science, Texas A&M University, College Station, Texas 77843, USA.

TNHC: Texas Memorial Museum, Texas Natural History Collection, 24th and Trinity, Austin, Texas 78705, USA.

UAZ: Amphibian and Reptile Collection, Department of Ecology and Evolutionary Biology, University of Arizona, Tucson 85720, Arizona, USA.

UCM: University of Colorado Museum, Herpetology Collection, Campus Box 315, University of Colorado, Boulder, Colorado 80309, USA.

USNM: National Museum of Natural History, Division of Amphibians and Reptiles, Washington, D.C. 20560, USA.

UTA: University of Texas at Arlington, Department of Biological Sciences, UTA Box 19489, Arlington, Texas 76019, USA.

UTEP: University of Texas at El Paso, Centennial Museum, 500 West University Avenue, El Paso, TX 79968-0519, USA.

UIMNH: University of Illinois, Museum of Natural History, Urbana, Illinois 61801, USA.
(Now maintained at by INHS.)

UMMZ: University of Michigan, Museum of Zoology, Ann Arbor, Michigan 48104, USA.

Anexo 6. Mapas de modelos de distribución de especies de las especies endémicas de *Thamnophis* a México.

Distribución de *Thamnophis chrysocephalus*.

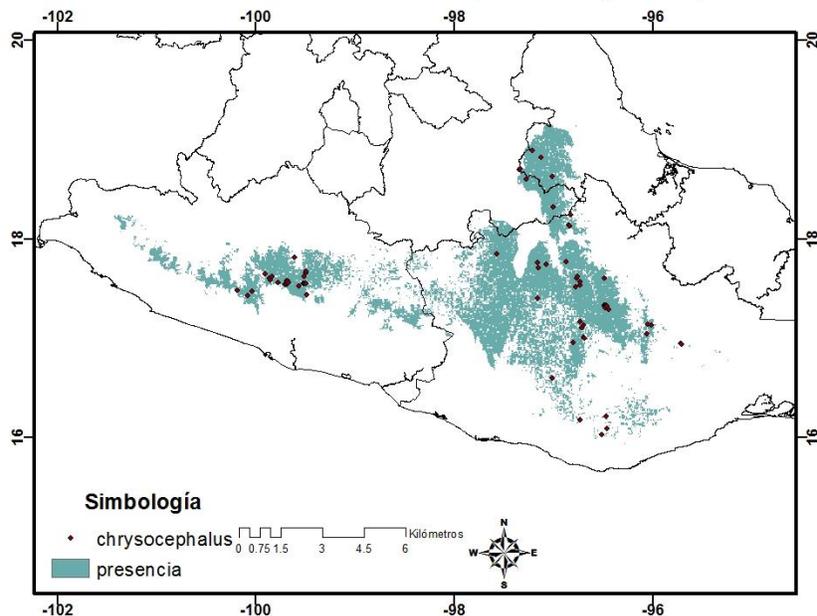


Figura 1. Hipótesis de distribución para *Thamnophis chrysocephalus*. En verde el área de distribución y en negro los registros. La distribución de *Thamnophis chrysocephalus* se encuentra principalmente en los estados de Guerrero y Oaxaca, aunque una parte importante está presente también en Puebla y Veracruz.

Distribución de *Thamnophis conanti*.

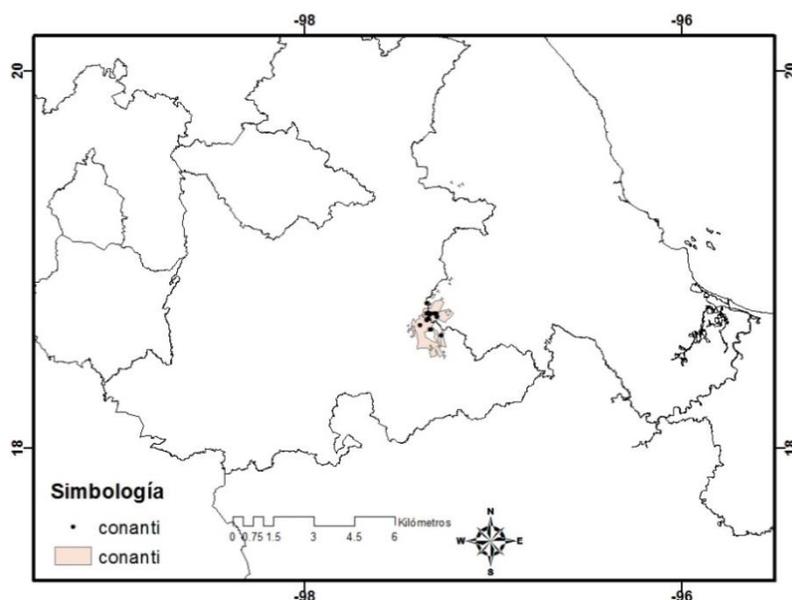


Figura 2. Hipótesis de distribución para *Thamnophis conanti*. En beige el área de distribución y en negro los registros. En este mapa vemos que la distribución de *Thamnophis conanti*, principalmente en Puebla.

Distribución de *Thamnophis exsul*.

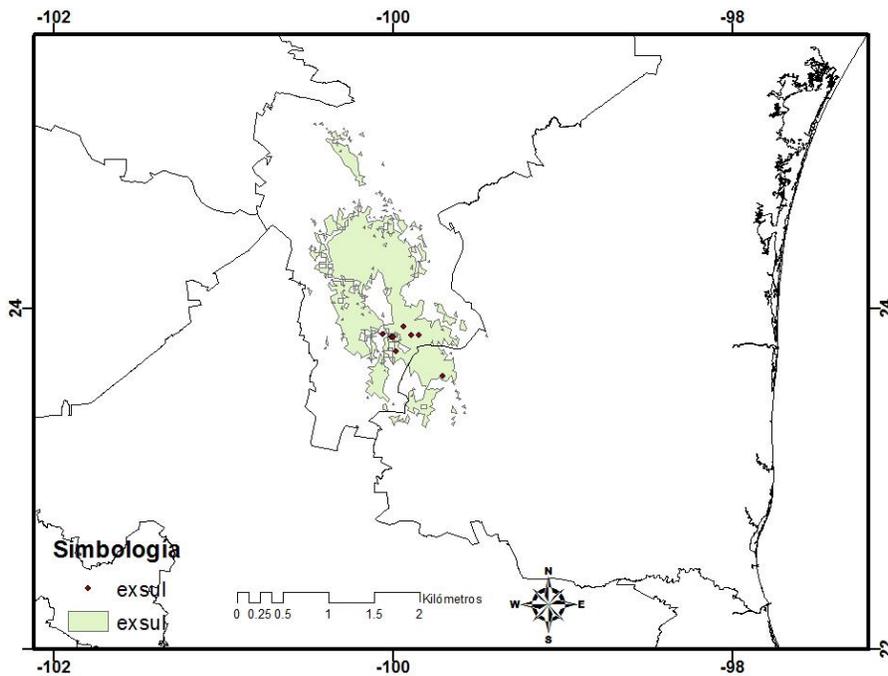


Figura 3. Hipótesis de distribución para *Thamnophis exsul*. En verde el área de distribución y en negro los registros. La distribución de *T. exsul* se encuentra principalmente en Nuevo León.

Distribución de *Thamnophis godmani*.

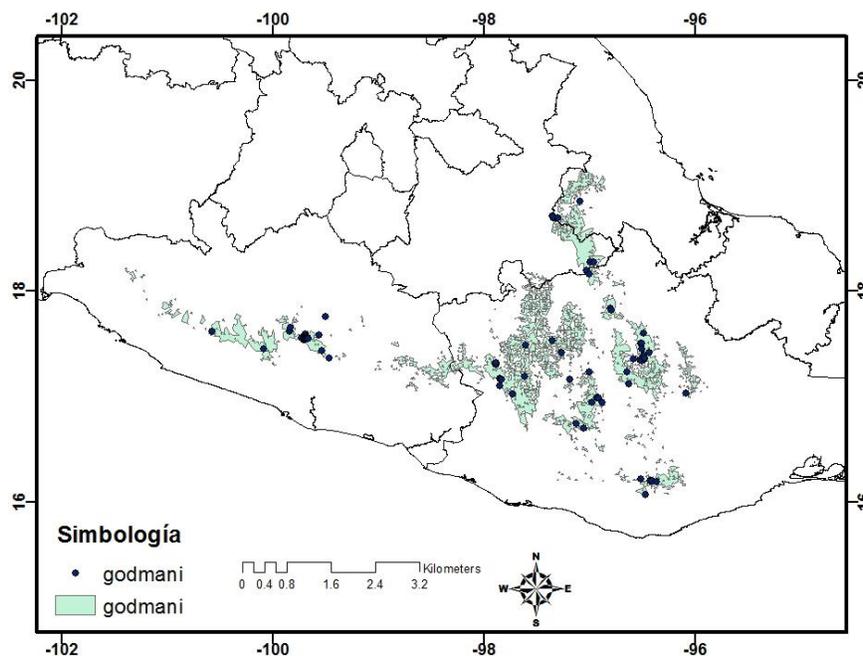


Figura 4. Hipótesis de distribución para *Thamnophis godmani*. En verde el área de distribución y en azul los registros. La distribución de *Thamnophis godmani*, se encuentra al sur del país en Veracruz, Puebla, Oaxaca y Guerrero.

Distribución de *Thamnophis lineri*.

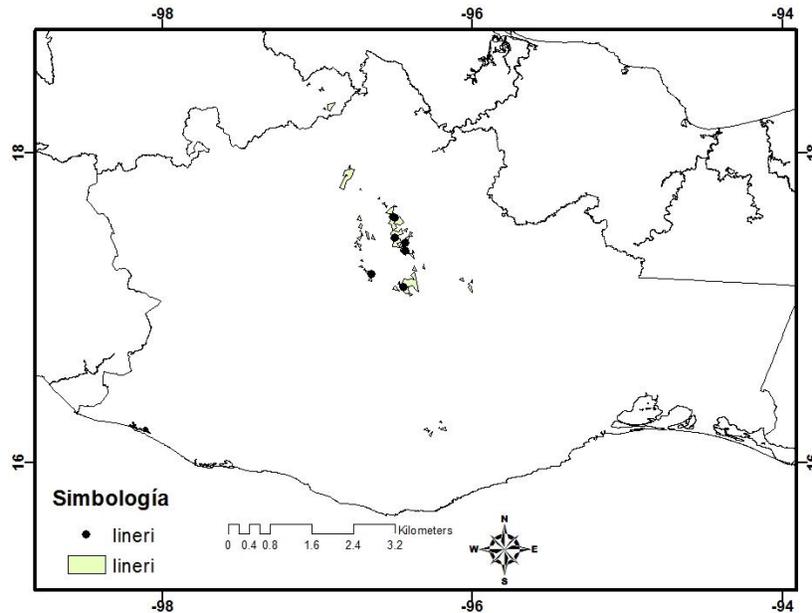


Figura 5. Hipótesis de distribución para *Thamnophis lineri*. En verde el área de distribución y en negro los registros. La distribución de *Thamnophis lineri* se presenta al norte de Oaxaca.

Distribución de *Thamnophis melanogaster*.

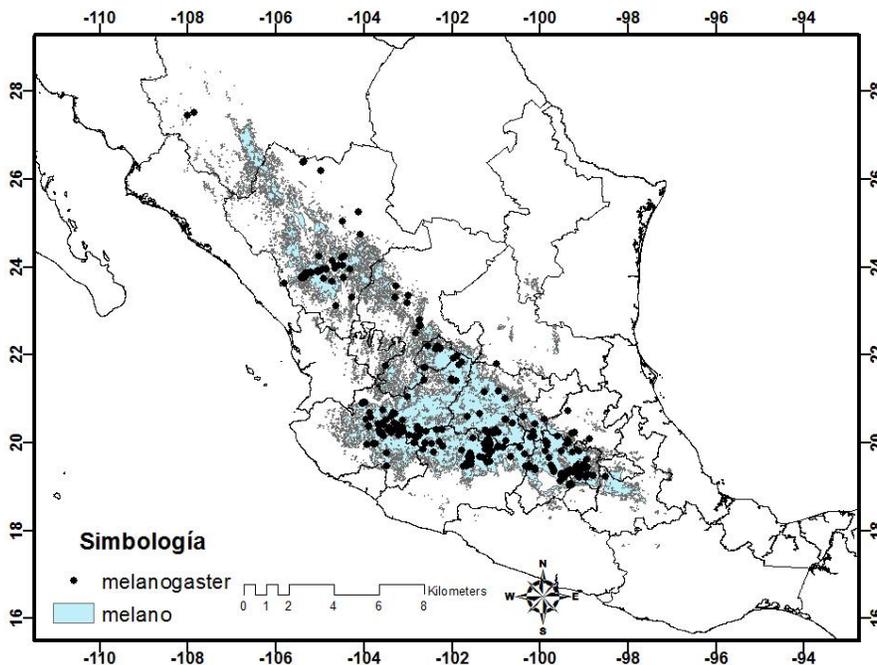


Figura 6. Hipótesis de distribución para *Thamnophis melanogaster*. En azul el área de distribución y en negro los registros. La distribución de *Thamnophis melanogaster* se encuentra al centro y al norte de México en la Sierra Madre Occidental.

Distribución de *Thamnophis mendax*.

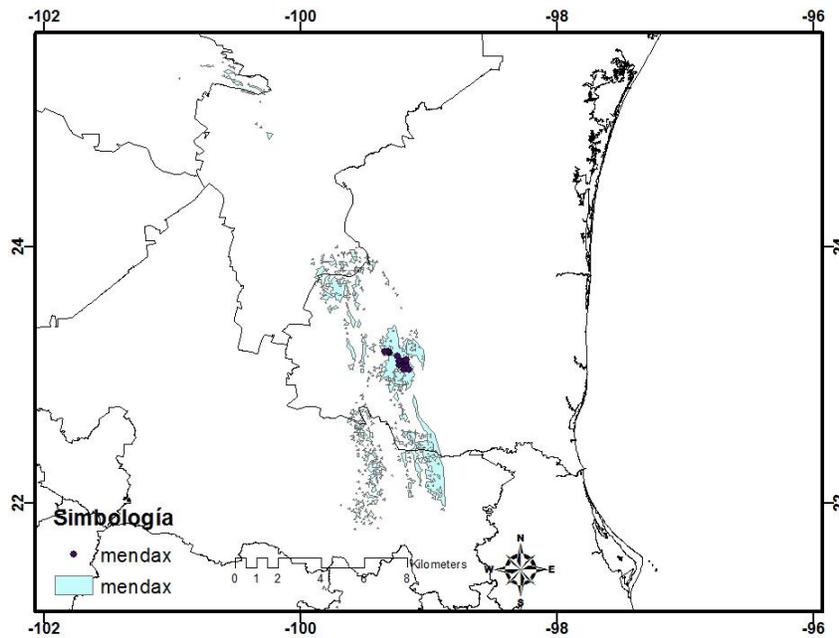


Figura 7. Hipótesis de distribución para *Thamnophis mendax*. En azul el área de distribución y en negro los registros. La distribución de *Thamnophis mendax* está presente al sur de Tamaulipas.

Distribución de *Thamnophis nigronuchalis*.

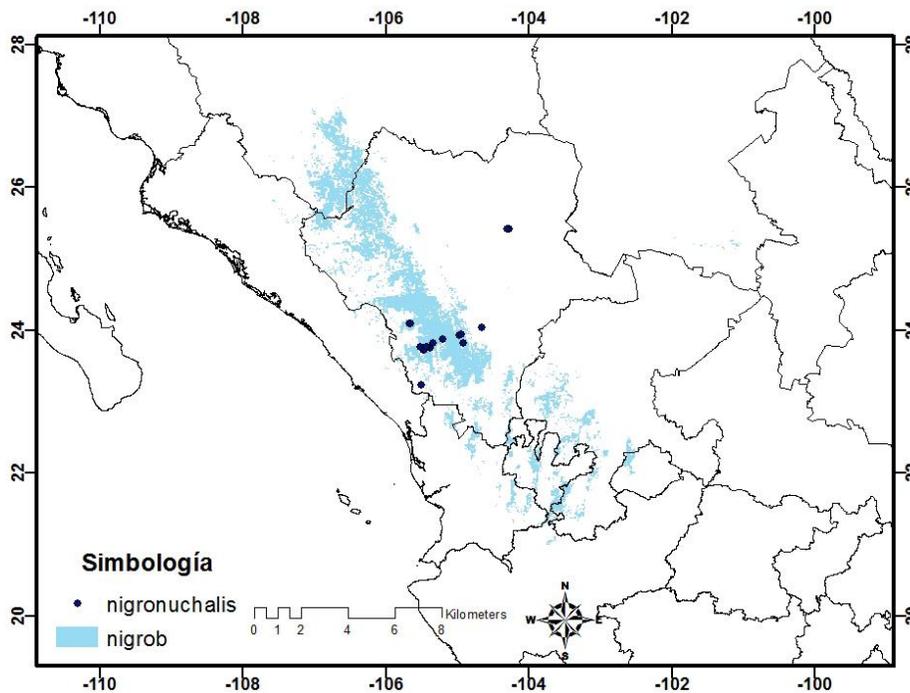


Figura 8. Hipótesis de distribución para *Thamnophis nigronuchalis*. En azul el área de distribución y en negro los registros. La distribución de *Thamnophis nigronuchalis* se presenta al oeste de Durango.

Distribución de *Thamnophis pulchrilatus*.

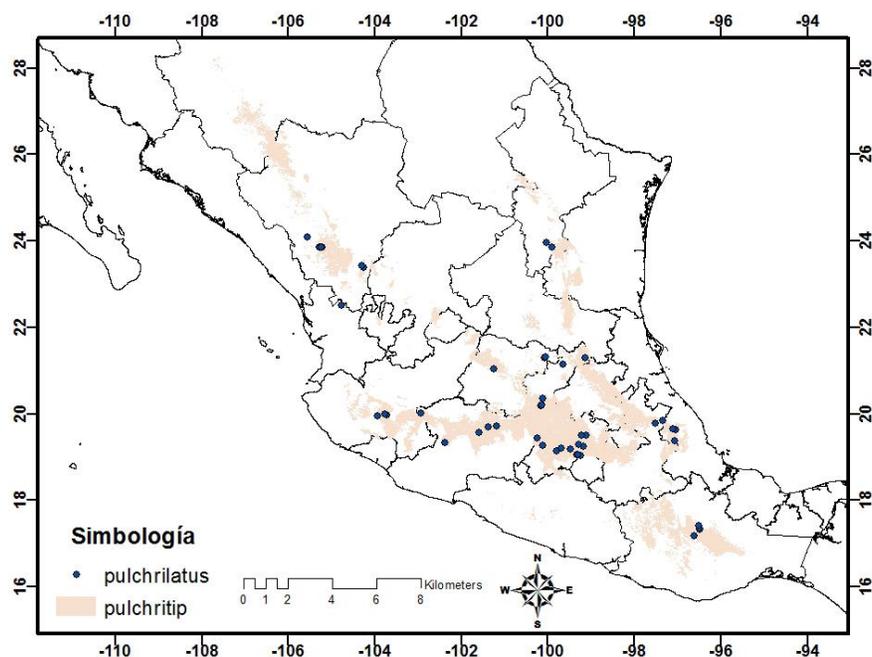


Figura 9. Hipótesis de distribución para *Thamnophis pulchrilatus*. La distribución de *Thamnophis pulchrilatus* se presenta en la Sierra Madre Occidental, Sierra Madre Oriental, y en el Eje Neovolcánico Transversal.

Distribución de *Thamnophis scalaris*.

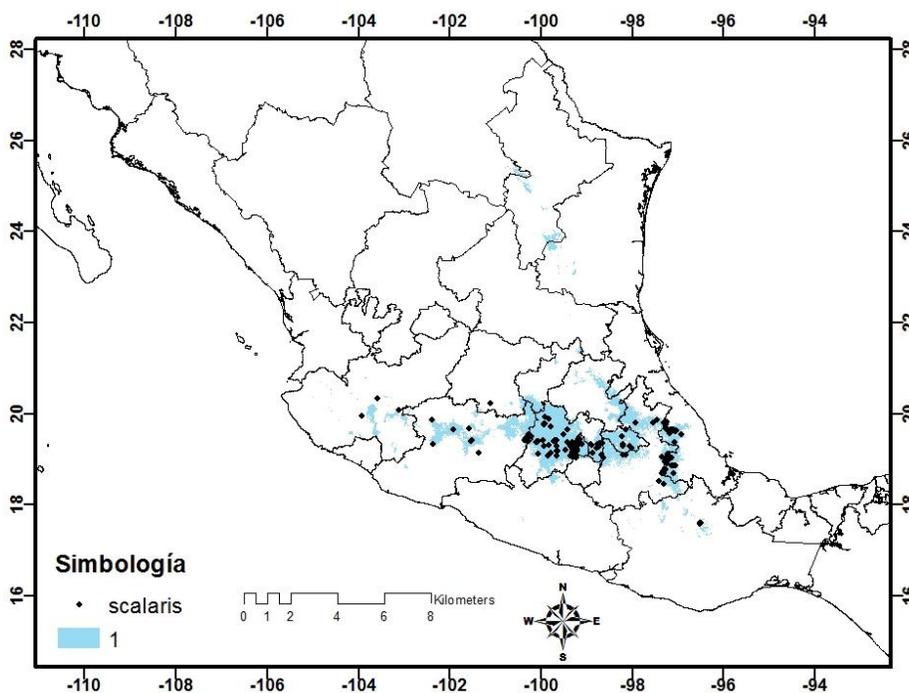


Figura 10. Hipótesis de distribución para *Thamnophis scalaris*. En azul el área de distribución y en negro los registros. La distribución de *Thamnophis scalaris* se presenta principalmente sobre la Faja Volcánica Transmexicana.

Distribución de *Thamnophis scaliger*.

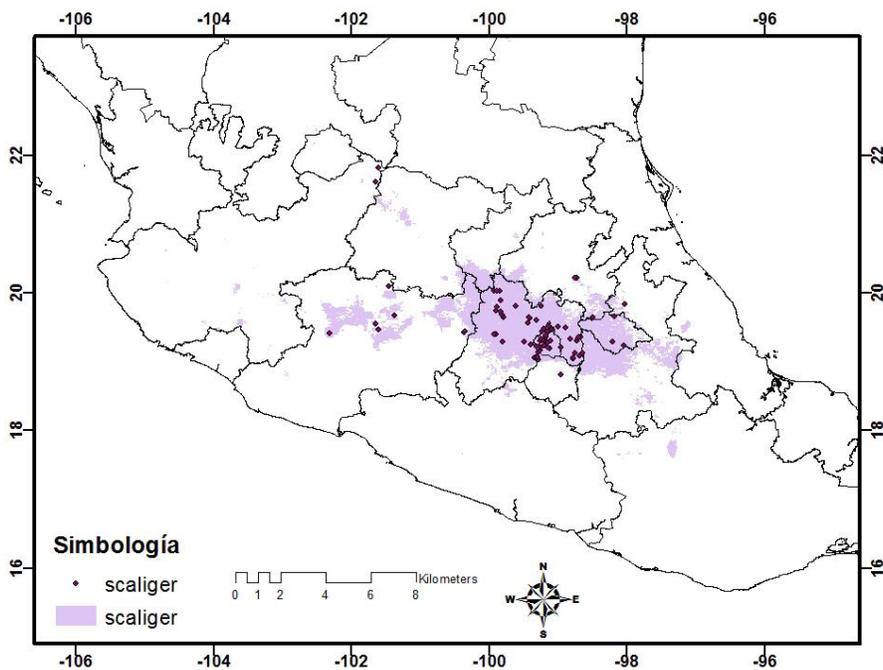


Figura 11. Hipótesis de distribución para *Thamnophis scaliger*. La distribución de *Thamnophis scaliger* se presenta principalmente sobre la Faja Volcánica Transmexicana.

Distribución de *Thamnophis sumichrasti*.

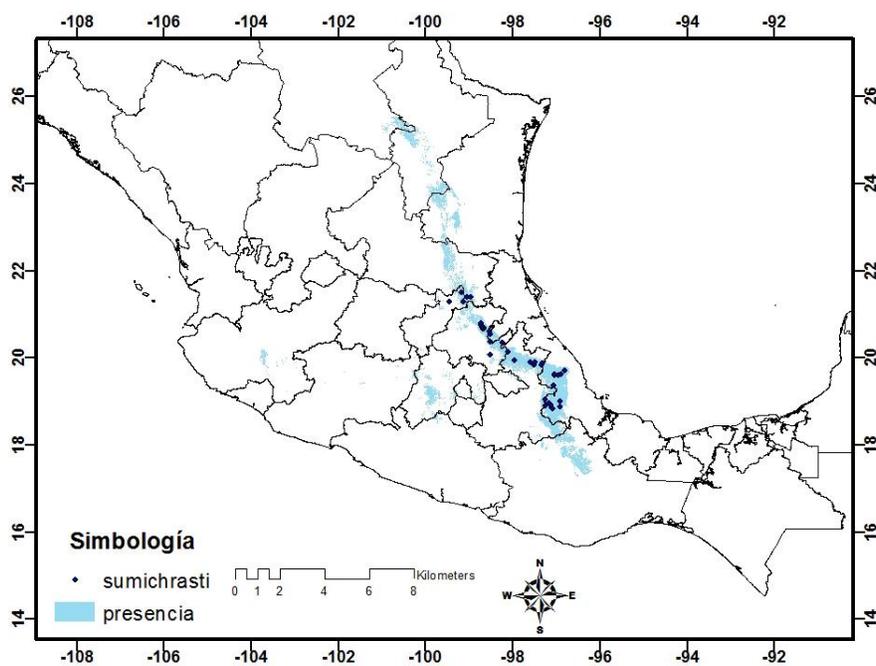


Figura 12. Hipótesis de distribución para *Thamnophis sumichrasti*. En azul el área de distribución y en negro los registros. La distribución de *Thamnophis sumichrasti* se encuentra principalmente al oeste de México, al centro.

Distribución de *Thamnophis valida*.

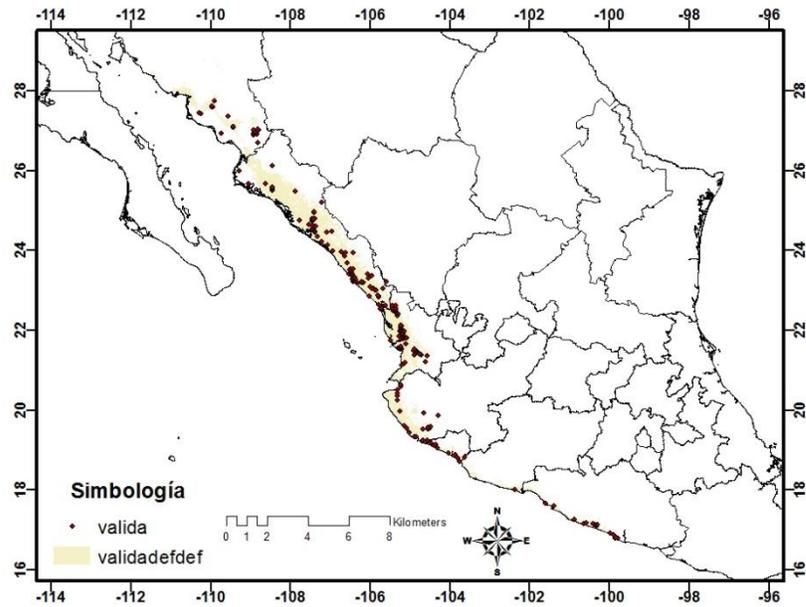


Figura 13. Hipótesis de distribución para *Thamnophis valida*. En beige el área de distribución y en negro los registros. La distribución de *Thamnophis valida*, se presenta al oeste de México, en la costa del Pacífico.

Anexo 7. Mapas de los tipos de vegetación en la distribución de las especies endémicas de *Thamnophis* a México.

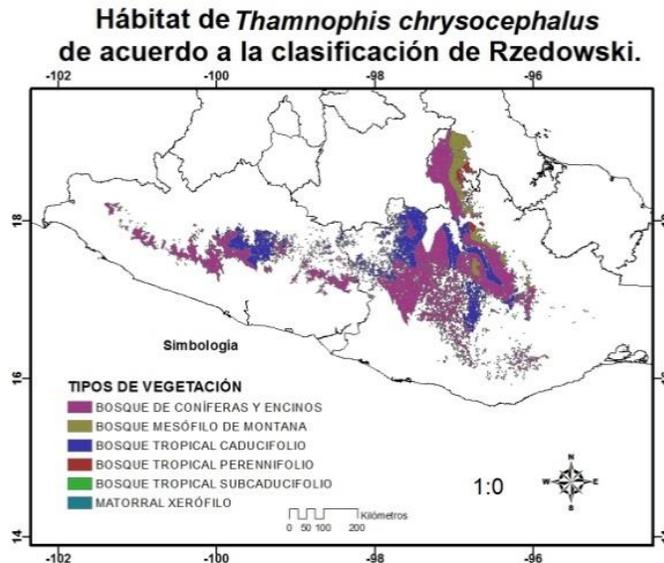


Figura 1.- Tipos de vegetación en la distribución de *Thamnophis chrysocephalus* de acuerdo a la clasificación de Rzedowski (1978). En la distribución de *Thamnophis chrysocephalus* observamos que corresponde a 6 tipos de vegetación, principalmente bosques templados (en el episodio temporal 0, un hábitat no alterado).

**Hábitat de *Thamnophis conanti*
de acuerdo a la clasificación de Rzedowski.**

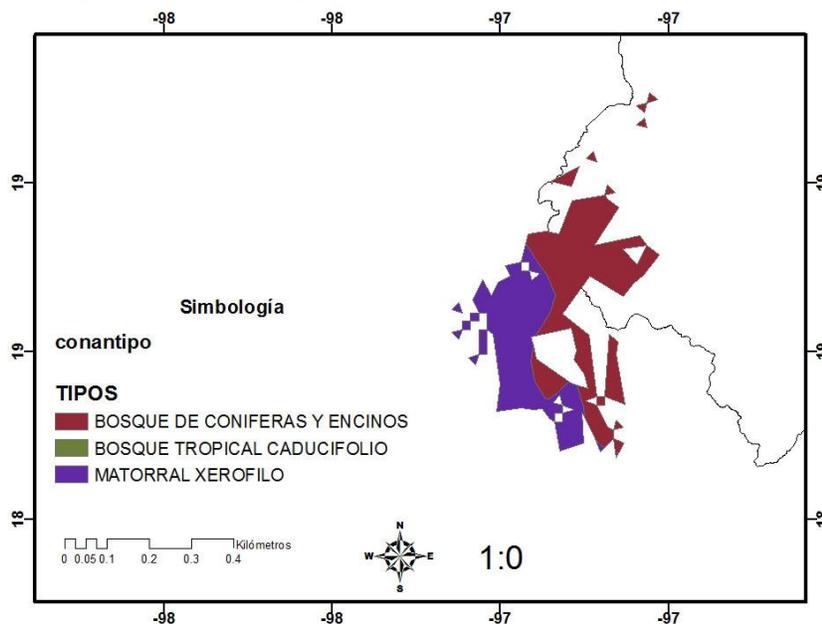


Figura 2.- Tipos de vegetación en la distribución de *Thamnophis conanti* de acuerdo a la clasificación de Rzedowski (1978). En la distribución de *Thamnophis conanti* observamos corresponde a 3 tipos de vegetación, principalmente bosques de coníferas y encinos y matorral xerófilo (en el episodio temporal 0, un hábitat no alterado).

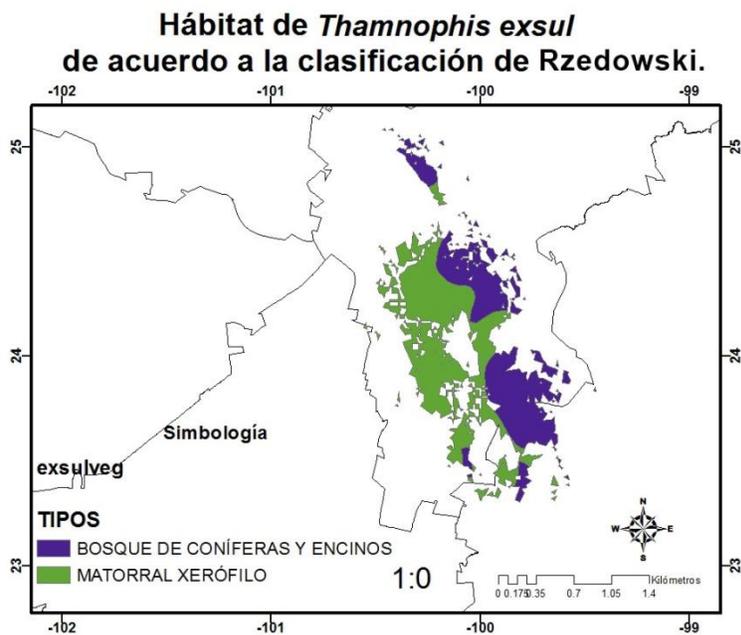


Figura 3.- Tipos de vegetación en la distribución de *Thamnophis exsul* de acuerdo a la clasificación de Rzedowski (1978). En la distribución de *Thamnophis exsul* observamos corresponde a 2 tipos de vegetación, bosques de coníferas y encinos y matorral xerófilo (en el episodio temporal 0, un hábitat no alterado).

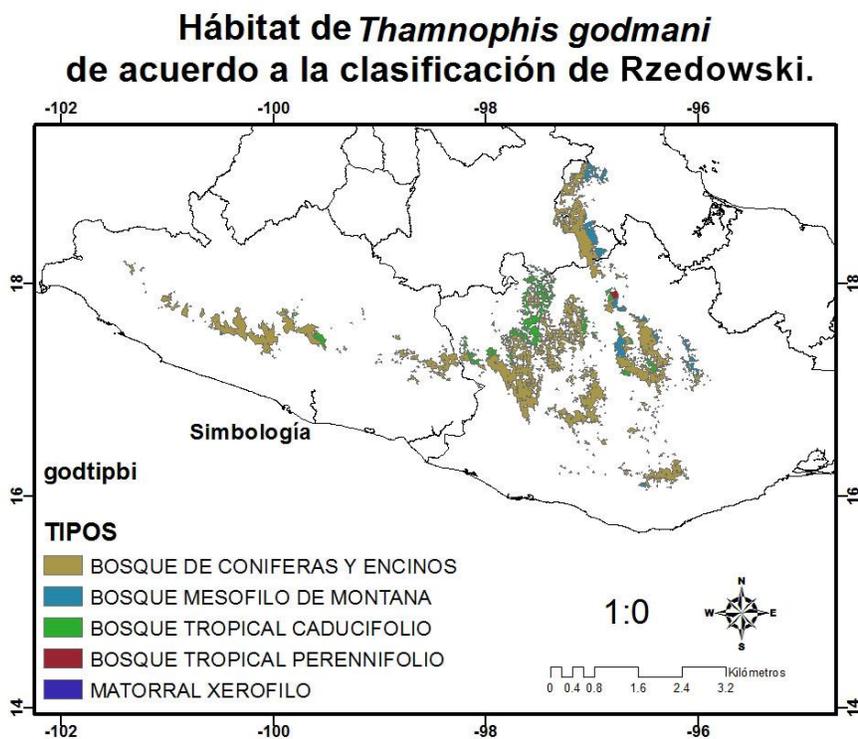


Figura 4.- Tipos de vegetación en la distribución de *Thamnophis godmani* de acuerdo a la clasificación de Rzedowski (1978). En la distribución de *Thamnophis godmani* observamos distribución corresponde a 5 tipos de vegetación, principalmente bosques de coníferas (en el episodio temporal 0, un hábitat no alterado).

**Hábitat de *Thamnophis lineri*
de acuerdo a la clasificación de Rzedowski.**

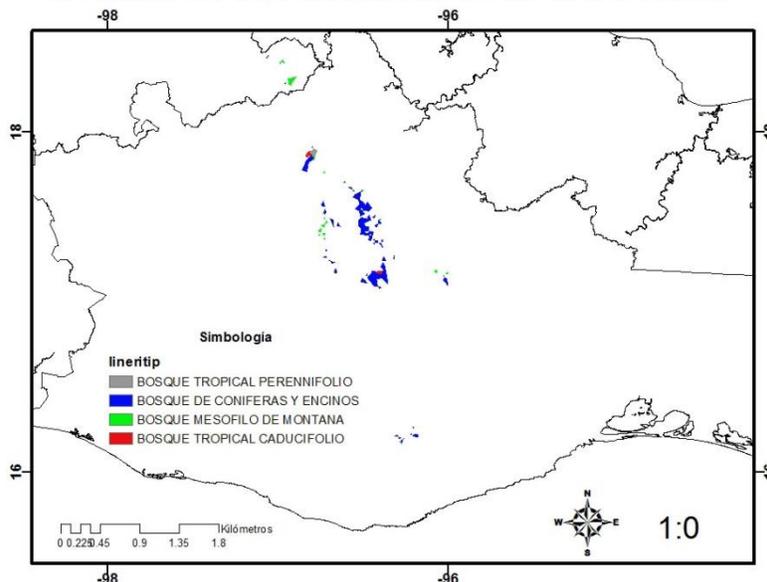


Figura 5.- Tipos de vegetación en la distribución de *Thamnophis lineri* de acuerdo a la clasificación de Rzedowski (1978). En la distribución de *Thamnophis lineri* observamos distribución corresponde a 5 tipos de vegetación, principalmente bosques de coníferas y encinos (en el episodio temporal 0, un hábitat no alterado).

**Hábitat de *Thamnophis melanogaster*
de acuerdo a la clasificación de Rzedowski.**

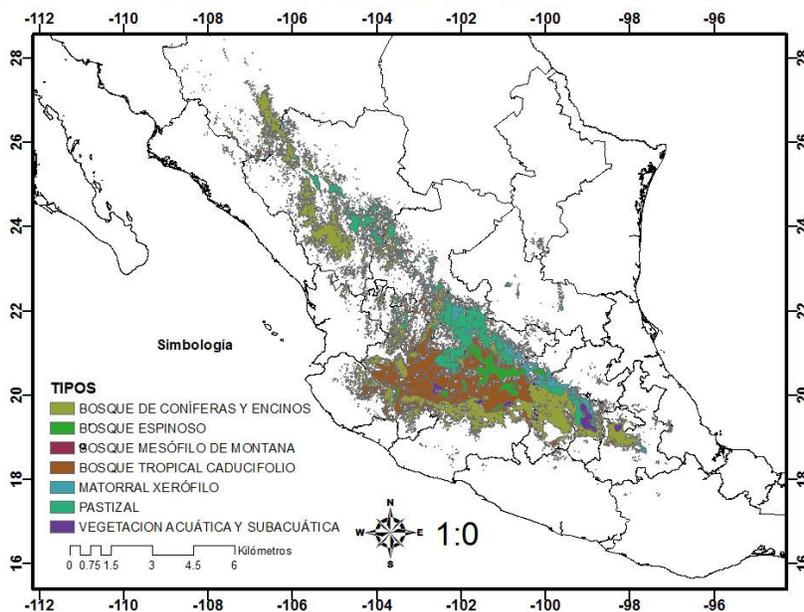


Figura 6.- Tipos de vegetación en la distribución de *Thamnophis melanogaster* de acuerdo a la clasificación de Rzedowski (1978). En la distribución de *Thamnophis melanogaster* observamos distribución corresponde a 7 tipos de vegetación, principalmente bosques de coníferas y encinos, bosque tropical caducifolio y pastizal (en el episodio temporal 0, un hábitat no alterado).

**Hábitat de *Thamnophis mendax*
de acuerdo a la clasificación de Rzedowski.**

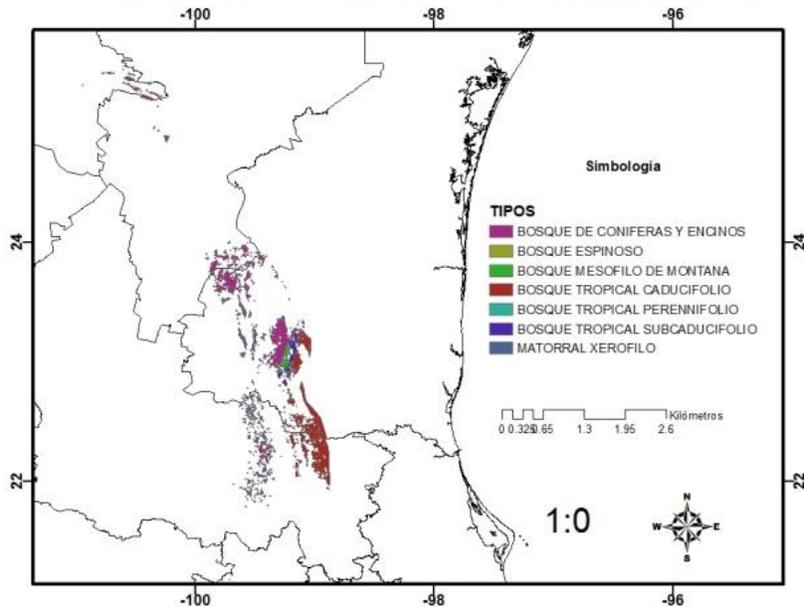


Figura 7.- Tipos de vegetación en la distribución de *Thamnophis mendax* de acuerdo a la clasificación de Rzedowski (1978). En la distribución de *Thamnophis melanogaster* observamos distribución corresponde a 7 tipos de vegetación, principalmente bosques de coníferas y encinos, y bosque tropical caducifolio (en el episodio temporal 0, un hábitat no alterado).

**Hábitat de *Thamnophis nigronuchalis*
de acuerdo a la clasificación de Rzedowski.**

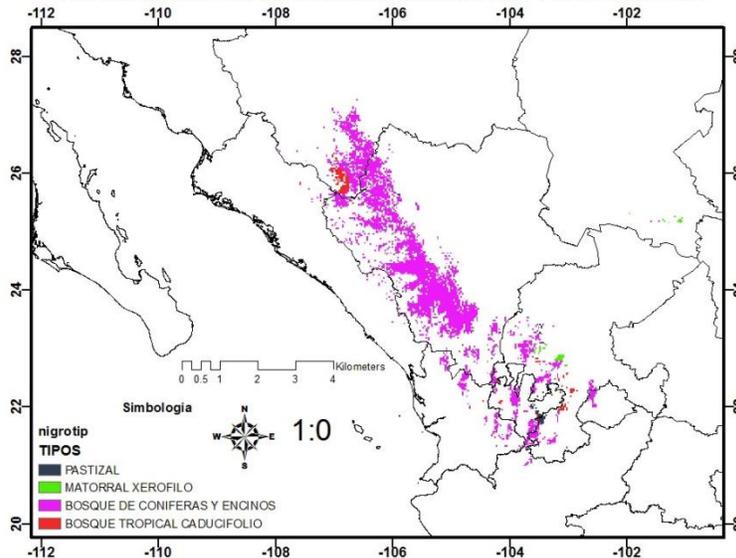


Figura 8.- Tipos de vegetación en la distribución de *Thamnophis nigronuchalis* de acuerdo a la clasificación de Rzedowski (1978). En la distribución de *Thamnophis nigronuchalis* observamos distribución corresponde a 4 tipos de vegetación, principalmente bosques de coníferas y encinos. (en el episodio temporal 0, un hábitat no alterado).

**Hábitat de *Thamnophis pulchrilatus*
de acuerdo a la clasificación de Rzedowski.**

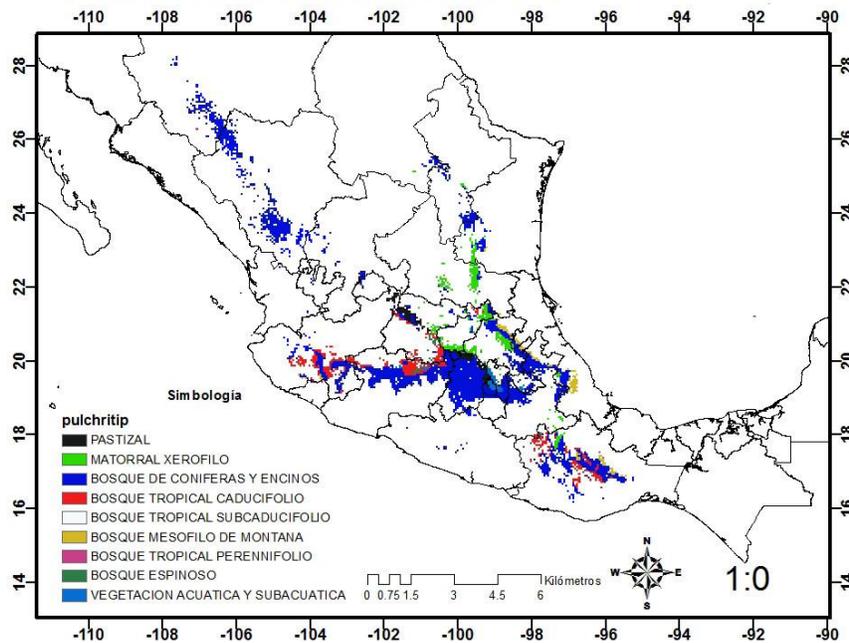


Figura 9.- Tipos de vegetación en la distribución de *Thamnophis pulchrilatus* de acuerdo a la clasificación de Rzedowski (1978). En la distribución de *Thamnophis pulchrilatus* observamos corresponde a 9 tipos de vegetación, principalmente bosques de coníferas y encinos (en el episodio temporal 0, un hábitat no alterado).

**Hábitat de *Thamnophis scalaris*
de acuerdo a la clasificación de Rzedowski.**

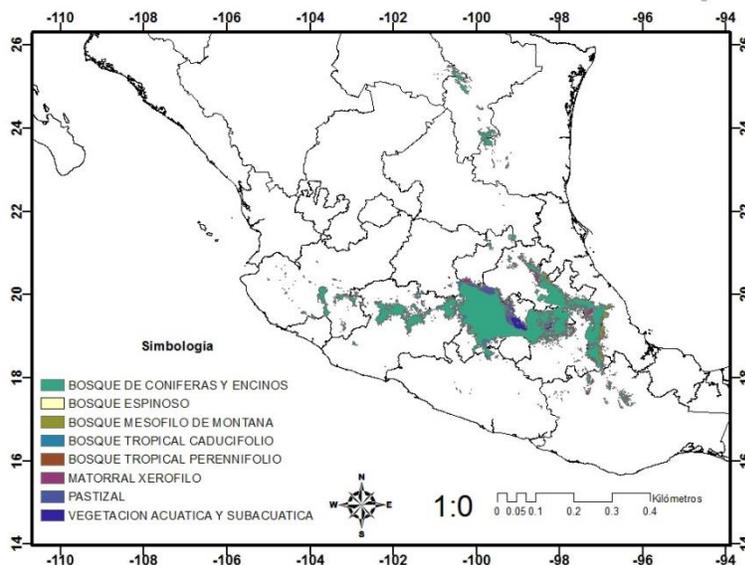


Figura 10.- Tipos de vegetación en la distribución de *Thamnophis scalaris* de acuerdo a la clasificación de Rzedowski (1978). En la distribución de *Thamnophis scalaris* observamos corresponde a 8 tipos de vegetación, principalmente bosques de coníferas y encinos (en el episodio temporal 0, un hábitat no alterado).

**Hábitat de *Thamnophis scalaris*
de acuerdo a la clasificación de Rzedowski.**

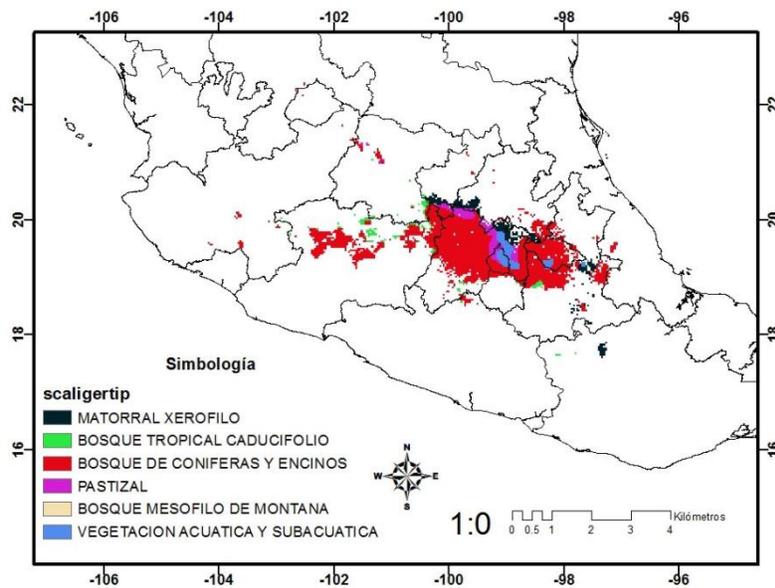


Figura 11.- Tipos de vegetación en la distribución de *Thamnophis scaliger* de acuerdo a la clasificación de Rzedowski (1978). En la distribución de *Thamnophis scaliger* observamos corresponde a 6 tipos de vegetación, principalmente bosques de coníferas y encinos (en el episodio temporal 0, un hábitat no alterado).

**Hábitat de *Thamnophis sumichrasti*
de acuerdo a la clasificación de Rzedowski.**

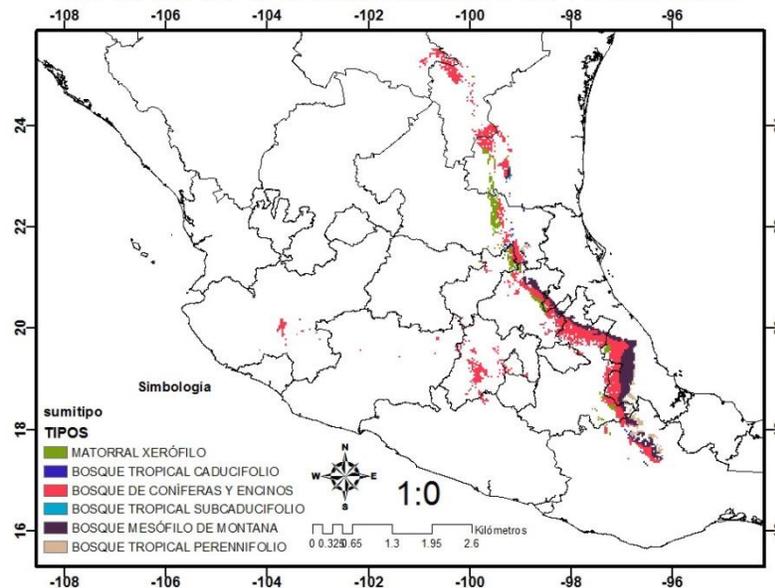


Figura 12.- Tipos de vegetación en la distribución de *Thamnophis sumichrasti* de acuerdo a la clasificación de Rzedowski (1978). En la distribución de *Thamnophis sumichrasti* observamos corresponde a 6 tipos de vegetación, principalmente bosques de coníferas y encinos y el bosque mesófilo de montaña. (en el episodio temporal 0, un hábitat no alterado).

Hábitat de *Thamnophis nigronuchalis* de acuerdo a la clasificación de Rzedowski.

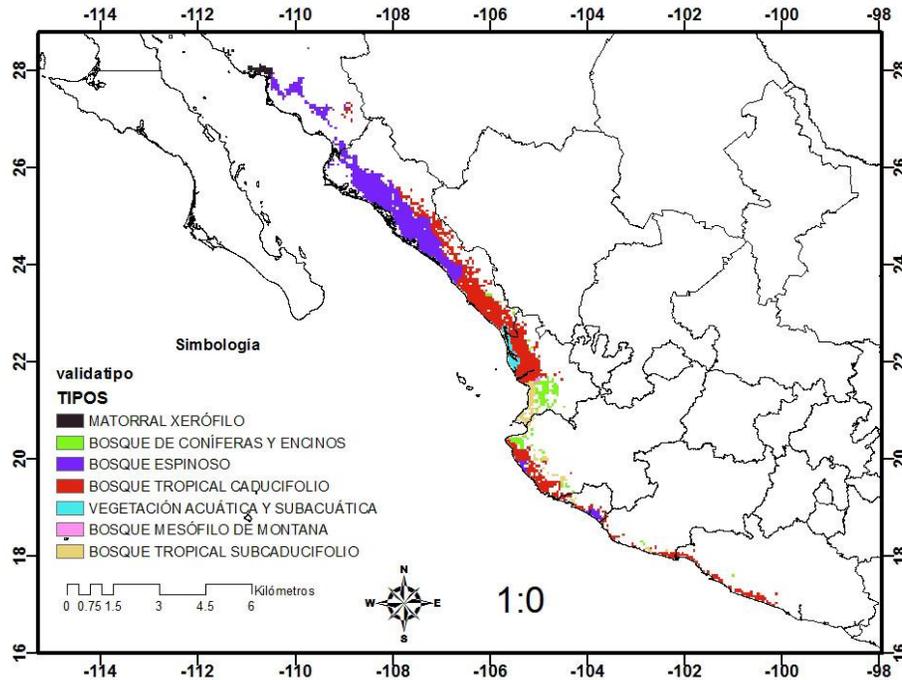


Figura 13.- Tipos de vegetación en la distribución de *Thamnophis valida* de acuerdo a la clasificación de Rzedowski (1978). En la distribución de *Thamnophis valida* observamos corresponde a 7 tipos de vegetación, principalmente bosque tropical caducifolio y bosque espinoso (en el episodio temporal 0, un hábitat no alterado).

Anexo 8. Mapas de la condición actual (Serie V 2011-2013) respecto al uso de suelo (Serie IV 2007-2010) en la distribución de las especies endémicas de *Thamnophis* a México.

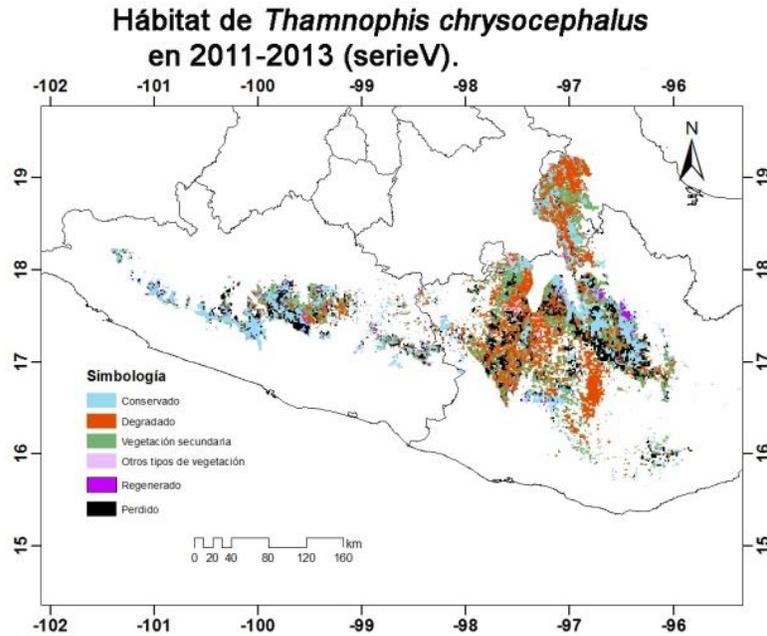


Figura 1.- Mapa con diferentes estados de degradación del hábitat de la distribución de *Thamnophis chrysocephalus* de acuerdo a la serie V de INEGI. La distribución de *Thamnophis chrysocephalus* muestra una un principal pérdida al centro de Guerrero y Oaxaca.

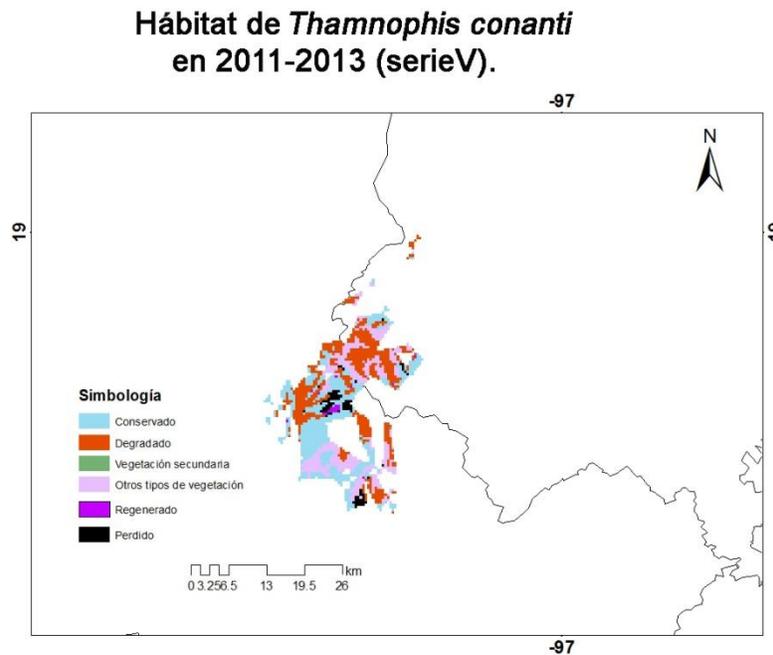


Figura 2.- Mapa con diferentes estados de degradación del hábitat de la distribución de *Thamnophis conanti* de acuerdo a la serie V de INEGI. La distribución de *Thamnophis conanti* muestra afectaciones importantes a lo largo de su distribución.

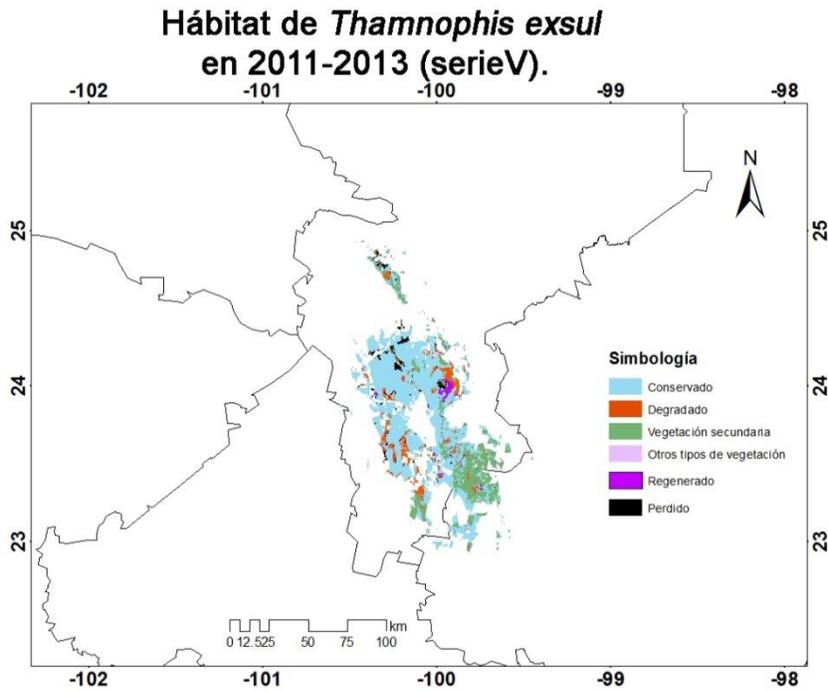


Figura 3.- Mapa con diferentes estados de degradación del hábitat de la distribución de *Thamnophis exsul* de acuerdo a la serie V de INEGI. La distribución de *Thamnophis exsul* muestra más afectación en la parte sur.

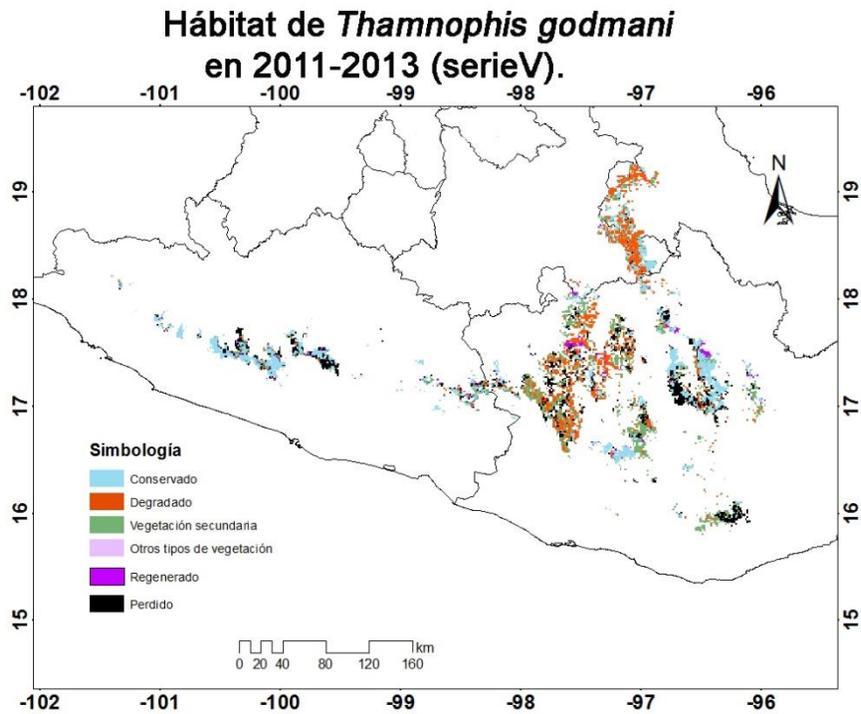


Figura 4.- Mapa con diferentes estados de degradación del hábitat de la distribución de *Thamnophis godmani* de acuerdo a la serie V de INEGI. La distribución de *Thamnophis godmani* muestra afectaciones importantes a lo largo de su distribución.

**Hábitat de *Thamnophis lineri*
en 2011-2013 (serieV).**

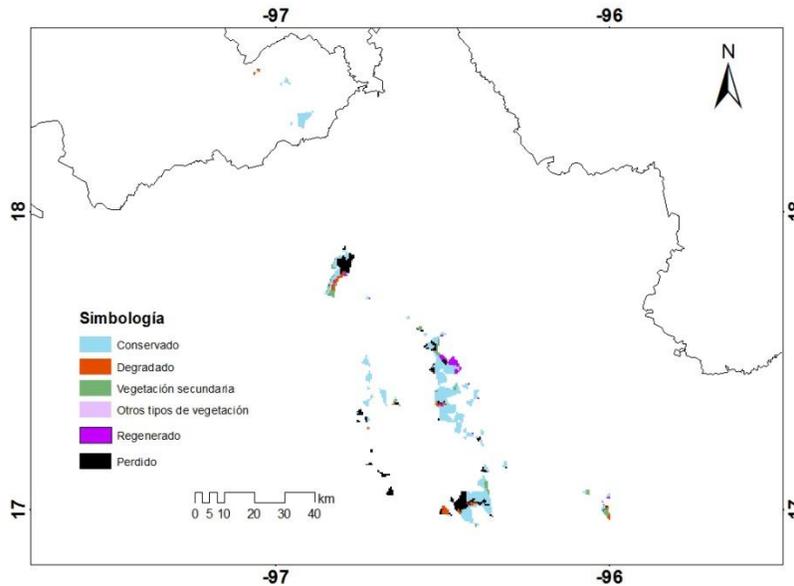


Figura 5.- Mapa con diferentes estados de degradación del hábitat de la distribución de *Thamnophis lineri* de acuerdo a la serie V de INEGI. La distribución de *Thamnophis lineri* muestra afectaciones importantes al norte y al sur de su distribución.

**Hábitat de *Thamnophis melanogaster*
en 2011-2013 (serieV).**

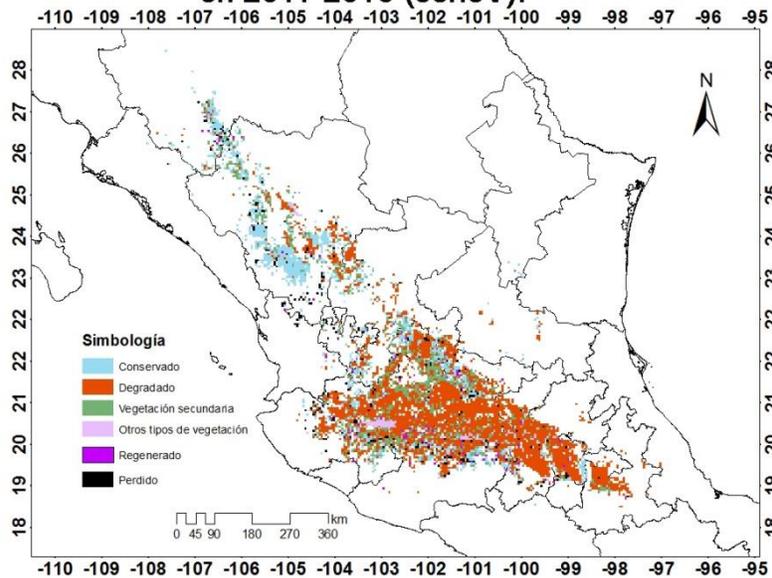


Figura 6.- Mapa con diferentes estados de degradación del hábitat de la distribución de *Thamnophis melanogaster* de acuerdo a la serie V de INEGI. La distribución de *Thamnophis melanogaster* muestra poca afectación a la vegetación primaria recientemente, y la gran parte del Eje Neovolcánico Transversal se encuentra mayormente degradada.

Hábitat de *Thamnophis mendax* en 2011-2013 (serieV).

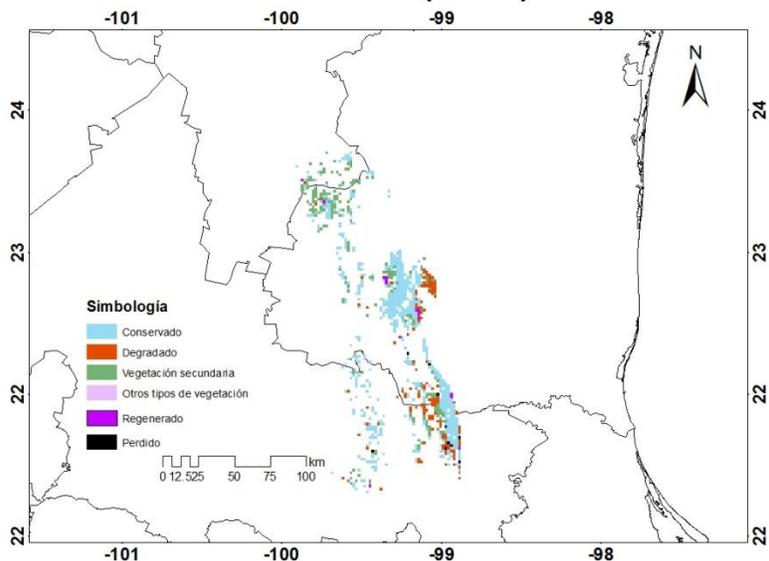


Figura 7.- Mapa con diferentes estados de degradación del hábitat de la distribución de *Thamnophis mendax* de acuerdo a la serie V de INEGI. La distribución de *Thamnophis mendax* muestra más afectación en la parte norte.

Hábitat de *Thamnophis nigronuchalis* en 2011-2013 (serieV).

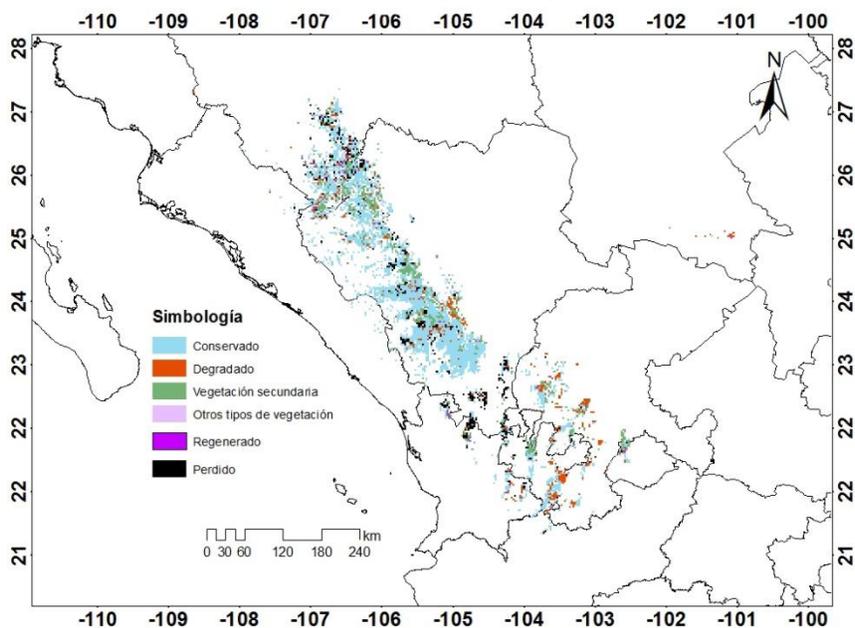


Figura 8.- Mapa con diferentes estados de degradación del hábitat de la distribución de *Thamnophis nigronuchalis* de acuerdo a la serie V de INEGI. La distribución de *Thamnophis nigronuchalis* muestra pocas afectaciones a lo largo de su distribución.

Hábitat de *Thamnophis pulchriulatus* en 2011-2013 (serieV).

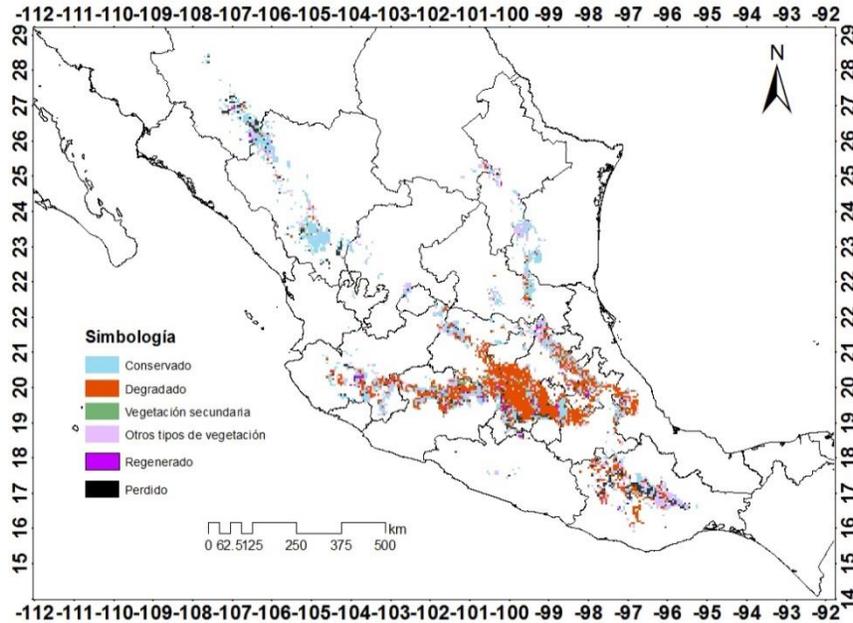


Figura 9.- Mapa con diferentes estados de degradación del hábitat de la distribución de *Thamnophis pulchriulatus* de acuerdo a la serie V de INEGI. La distribución de *Thamnophis pulchriulatus* muestra gran parte de la zona del Eje Neovolcánico Transversal mayormente degradada.

Hábitat de *Thamnophis scalaris* en 2011-2013 (serieV).

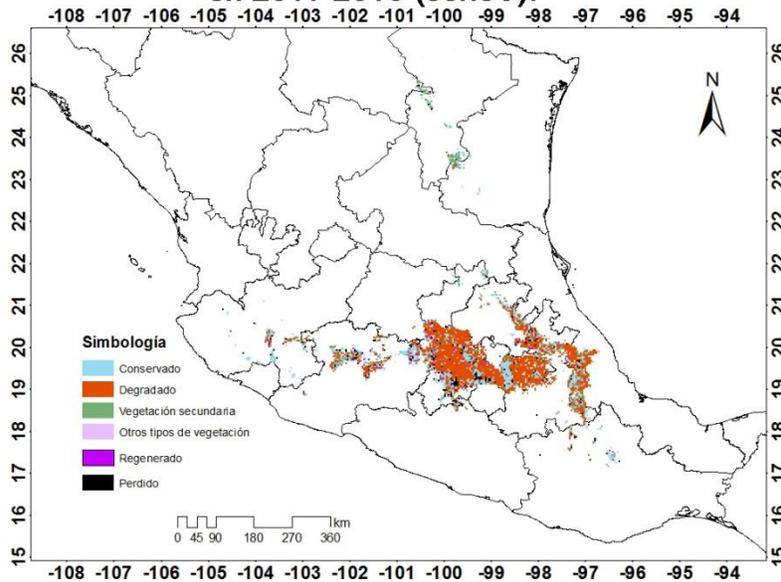


Figura 10.- Mapa con diferentes estados de degradación del hábitat de la distribución de *Thamnophis scalaris* de acuerdo a la serie V de INEGI. La distribución de *Thamnophis scalaris* muestra gran parte de la zona del Eje Neovolcánico Transversal mayormente degradada.

Hábitat de *Thamnophis scaliger* en 2011-2013 (serieV).

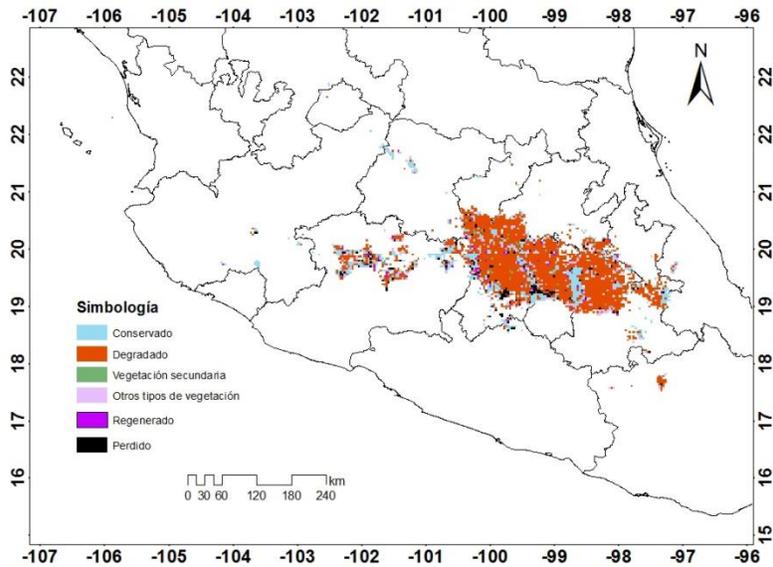


Figura 11.- Mapa con diferentes estados de degradación del hábitat de la distribución de *Thamnophis scaliger* de acuerdo a la serie V de INEGI. La distribución de *Thamnophis scaliger* muestra afectaciones importantes en el centro del país.

Hábitat de *Thamnophis sumichrasti* en 2011-2013 (serieV).

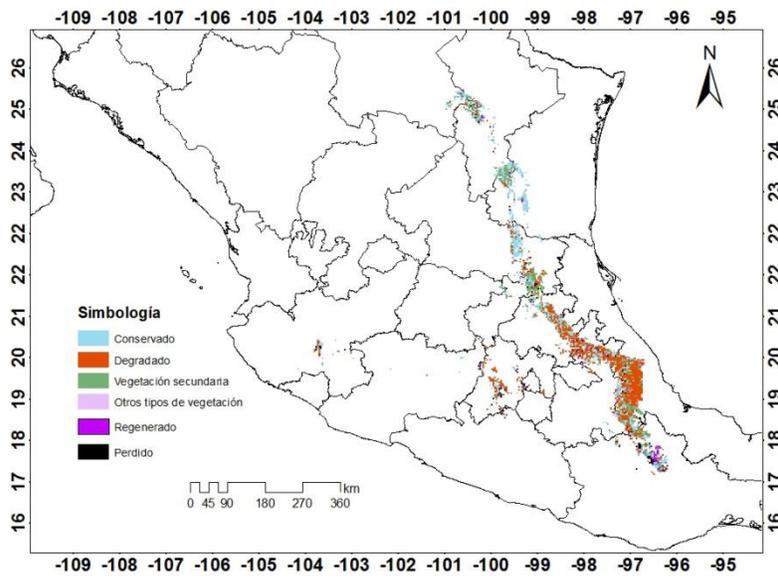
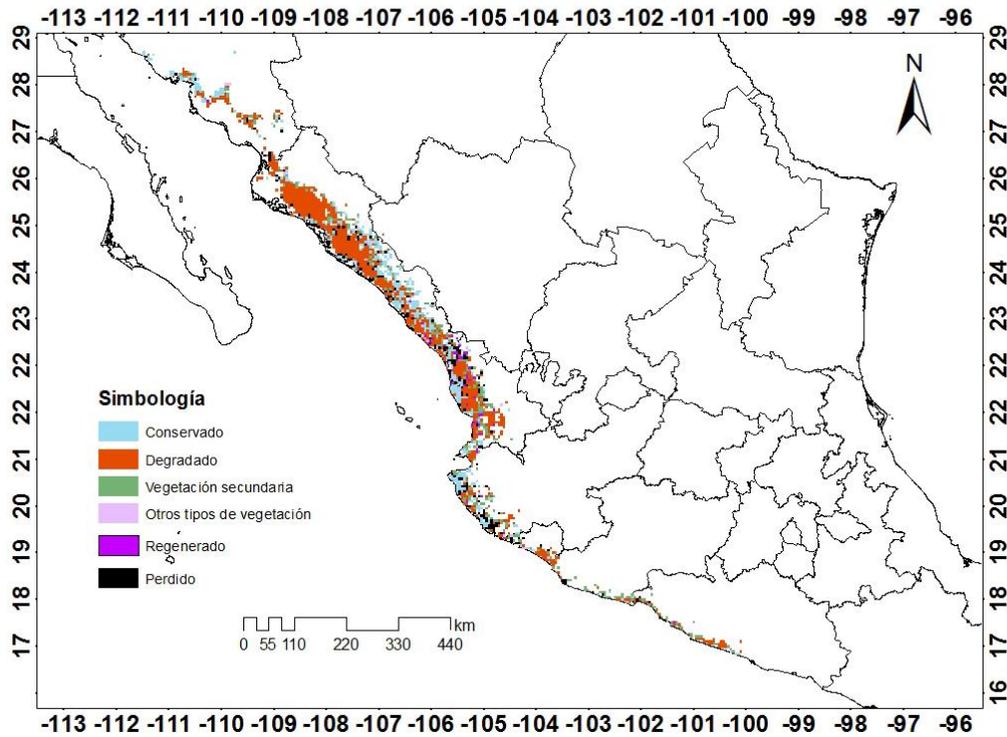


Figura 12.- Mapa con diferentes estados de degradación del hábitat de la distribución de *Thamnophis sumichrasti* de acuerdo a la serie V de INEGI. La distribución de *Thamnophis sumichrasti* muestra más afectación en la parte sur.

Hábitat de *Thamnophis valida* en 2011-2013 (serieV).



Mapa 13.- Mapa con diferentes estados de degradación del hábitat de la distribución de *Thamnophis valida* de acuerdo a la serie V de INEGI. La distribución de *Thamnophis valida* muestra afectaciones importantes a lo largo de su distribución.

Anexo 9. Porcentajes del grado de perturbación a través de los diferentes escenarios temporales.

Tabla 6. Porcentajes del grado de perturbación a través de los diferentes escenarios temporales.												
Especies	Serie II (90s)			Serie III (2002-2005)			Serie IV (2007-2010)			Serie V (2011-2013)		
	C	D	Vs	C	D	Vs	C	D	Vs	C	D	Vs
<i>T.chrysocephalus</i>	36.1 8	31.2 1	32.6 1	24.4 3	34.5 9	40.9 7	22.6 6	33.72	43.6 2	22.7 6	34.0 4	43.1 9
<i>T.conanti</i>	40.0 5	34.3 9	25.5 1	38.9 1	34.7 7	26.2 7	38.3 8	34.68 9	26.8 9	36.2 5	34.5 2	29.1 7
<i>T.exsul</i>	71.3 4	8.06	20.6 0	70.7 1	8.35 4	20.9 4	71.5 4	8.54	19.9 2	69.7 8	8.95 6	21.2 6
<i>T.godmani</i>	47.0 3	26.3 8	26.5 9	30.9 3	29.0 3	40.0 3	29.3 9	28.27	42.3 3	30.4 2	27.5 9	41.9 9
<i>T. lineri</i>	84.3 0	2.67	13.0 2	63.2 5	7.27	29.4 8	63.2 0	7.269	29.5 3	66.1 8	6.61	27.2 1
<i>T.melanogaster</i>	26.1	52.0 8	19.7 6	24.3 8	53.3 1	20.4 7	23.1 1	54.44	20.3 6	23.1 1	54.6 0	20.1 2
<i>T.mendax</i>	59.9 4	16.5 6	23.5	59.1 3	17.5 2	23.3 5	59.3 1	16.77	23.9 1	59.3 1	16.8 7	23.8 2
<i>T.nigronuchalis</i>	73.4 3	11.1 4	15.3 4	69.0 8	11.9 8	18.8 3	65.4 5	12.35	22.1 3	65.4 9	12.4 2	22.0 2
<i>T.pulcherrilatus</i>	41.3 8	39.0 2	18.9 5	36.5 4	39.9	22.9 3	34.8 5	40.01	24.4 6	34.9 7	39.9 7	24.3 8
<i>T.scalaris</i>	31.2 9	56.5 8	11.4 0	28.7 1	57.2 0	13.3 6	27.8 1	57.15	14.1 8	27.7 9	57.2 3	14.1 6
<i>T.scaliger</i>	24.8 8	67.4 7	6.69	22.5 1	67.6 6	8.88	21.8 5	67.22	9.91 5	22.1 2	67.2 2	9.64
<i>T.sumichrasti</i>	36.1 2	39.0 4	24.8 4	34.2 0	41.0 3	24.7 6	34.2 5	40.76	24.9 9	34.0 7	40.9 8	24.9 5
<i>T.valida</i>	31.6 0	50.0 2	16.4 4	26.1 7	54.0 7	17.9 2	25.0 2	57.02	16.2 3	24.3 7	57.7	15.7 9

C= conservado, D= Deteriorado, Vs= Vegetación secundaria.