



**UNIVERSIDAD MICHOACANA DE SAN
NICOLÁS DE HIDALGO
FACULTAD DE BIOLOGÍA**



Programa de Maestría Institucional en Ciencias Biológicas

**“IDENTIFICACIÓN DE ÁREAS PRIORITARIAS PARA LA CONSERVACIÓN
DE REPTILES EN MICHOACÁN Y EVALUACIÓN DEL IMPACTO DEL
CAMBIO CLIMÁTICO”**

TESIS

**Para obtener el título de:
MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS**

PRESENTA:

Biól. BISBRIAN ALHELÍ NAVA GONZÁLEZ

DIRECTORA DE TESIS

**Doctora en Ciencias Biomédicas
Dra. IRERI SUAZO ORTUÑO**

CO- DIRECTOR DE TESIS

**Doctor en Ciencias
Dr. EDUARDO MENDOZA RAMIREZ**

MORELIA, MICHOACÁN, MÉXICO, MARZO DE 2014

AGRADECIMIENTOS

A mis sinodales y asesores, el Dr. Eduardo, la Dra. Ileri, el profe Alvarado, el Dr. Juan Manuel Ortega y el Dr. Jean Francois Mas, cuyos consejos, guía y apoyo le dieron dirección y fortaleza a mi trabajo desde el principio. Gracias por otorgarme parte de su tiempo y por todas las experiencias que me han otorgado.

Al equipo de trabajo en el Laboratorio de Herpetología, Jonatan, Oscar, Ileri y el profe Javier, quienes, con paciencia, esfuerzo y dedicación, contagian el amor por la herpetología, son ustedes un ejemplo a seguir. Al Dr. Cuauhtémoc Sáenz, cuyo apoyo durante diferentes etapas en el proyecto resultó invaluable.

A mi padre, quien con su constante esfuerzo y dedicación ha sido uno de los ejemplos más importantes de mi vida. A mi madre, quien me inculcó el amor por el estudio e hizo crecer en mí el deseo de superarme siempre. A mi familia, que sin importar el origen o la distancia me apoyan con todo su cariño.

Y finalmente, a Barush Montejano, mi compañero de aventuras y mejor amigo, a quien dedico mi trabajo en agradecimiento a todo su apoyo y compañía durante las largas horas de trabajo y de diversión. Gracias por confiar en mí desde hace ya tanto.

ÍNDICE

Contenido

ÍNDICE	
I. RESUMEN GENERAL	1
II. SUMMARY	3
III. INTRODUCCIÓN GENERAL	5
IV. HIPOTESIS GENERAL	9
V. OBJETIVOS	10
CAPÍTULO 1	11
UN ANÁLISIS DE LA DISPONIBILIDAD DE INFORMACIÓN PARA MODELAR LA DISTRIBUCIÓN DE ESPECIES DE REPTILES EN MICHOACÁN	11
1. RESUMEN	12
1a. ABSTRACT	13
2. INTRODUCCIÓN	14
3. MATERIALES Y MÉTODOS	17
4. RESULTADOS	21
5. DISCUSIÓN	25
6. CONCLUSIONES	27
7. AGRADECIMIENTOS	28
8. LITERATURA CITADA	28
CAPÍTULO 2	31
ANÁLISIS DE LOS PATRONES DE DISTRIBUCIÓN POTENCIAL DE LOS REPTILES EN MICHOACÁN PARA DETERMINAR ÁREAS PRIORITARIAS PARA SU CONSERVACIÓN	31
1. RESUMEN	32
1a. ABSTRACT	33
2. INTRODUCCION	34
3. MATERIALES Y MÉTODOS	37
4. RESULTADOS	43
5. DISCUSIÓN	46
6. CONCLUSIÓN	49
7. AGRADECIMIENTOS	50

Programa Institucional de Maestría en Ciencias Biológicas
Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo

8. LITERATURA CITADA	50
Apéndice 1.	55
Apéndice 2.	56
CAPÍTULO 3	63
ANÁLISIS DEL IMPACTO DEL CAMBIO CLIMÁTICO SOBRE EL HÁBITAT APROPIADO PARA LAS ESPECIES DE REPTILES EN MICHOACÁN	63
1. RESUMEN	64
1a. ABSTRACT	65
2. INTRODUCCION	66
3. MATERIALES Y MÉTODOS	69
4. RESULTADOS	74
5. DISCUSIÓN	79
5. CONCLUSIONES	81
6. AGRADECIMIENTOS	81
7. LITERATURA CITADA	82
Apéndice 1	86
VII. DISCUSION GENERAL	89
VIII. PERSPECTIVAS Y/O RECOMENDACIONES	94
IX. BIBLIOGRAFÍA COMPLEMENTARIA	95

I. RESUMEN GENERAL

La destrucción y degradación de los hábitats naturales está causando la extinción de una gran cantidad de especies. Al impacto, causado por la pérdida y degradación del hábitat, se agrega el impacto potencial que el cambio climático puede tener sobre la biodiversidad. Resulta urgente, contar con información que permita diseñar áreas de conservación eficientes, que protejan las zonas más importantes para conservar la biodiversidad de acuerdo al escenario actual y a los futuros, derivados de las predicciones de cambio climático. Esta información es particularmente crítica en el caso de organismos que por sus condiciones ecológicas y fisiológicas resultan más susceptibles a ser afectados por los impactos de las fuentes de perturbación de origen humano referidas. En este estudio, se aplican técnicas de modelado de distribución de especies para por una parte, identificar las zonas donde coincide el hábitat adecuado, desde el punto de vista climático, para las especies de reptiles y por otra parte, evaluar el impacto que el cambio climático puede tener sobre la distribución de estas áreas de hábitat adecuado. Se recopiló una base de datos que se depuró (revisión de su georreferencia, nomenclatura taxonómica y período de colecta) hasta conseguir 1479 registros de presencia. Se seleccionaron 7 variables bioclimáticas de 19 disponibles, las cuales se utilizaron con los registros de presencia para generar modelos de distribución actual para 58 especies.

Utilizando la misma información, y las variables bioclimáticas predichas por los escenarios de cambio climático A2 y B1, se generaron modelos predictivos de distribución para el año 2050. Cada uno de los modelos se reclasificó para definir el área de hábitat más apropiado. Se superpusieron las áreas de hábitat más apropiado de las especies para definir las áreas de coincidencia, y analizar el grado de cobertura ofrecido por las ANPs en el estado. Las áreas de hábitat más apropiado de las especies abarcaron un 25% de la superficie del estado, de la cual el 11% se incluye dentro alguna ANP. Por otra parte, los modelos de cambio climático pronostican que la mayoría de las especies (60%) experimentarían

reducciones muy pequeñas en la extensión total de su hábitat más apropiado (>4%). Sin embargo, el grado de coincidencia entre el hábitat apropiado actual y futuro en la mayoría de los casos (60%) va a ser relativamente bajo, lo que indica que estas especies tendrían que migrar para ocuparlo. A pesar de que como se menciona, se espera en general un aumento en el área de hábitat apropiado para un número importante de especies, se encontró que en el futuro habría una reducción en la cantidad de este tipo de hábitat dentro de las ANPs.

Resulta evidente la necesidad de aumentar los esfuerzos para documentar la biodiversidad presente en esta región, poniendo particular énfasis en el uso de protocolos estandarizados de colecta de los datos. Por otra parte, los resultados de este estudio muestran que una posible estrategia de conservación para las especies de reptiles en el estado, puede enfocarse a establecer corredores y nuevas áreas de conservación. Esto permitiría darle mayor conectividad a las áreas identificadas como importantes y que están contenidas dentro de ANPs. Esta posibilidad resulta particularmente importante si se toma en cuenta que los resultados de los modelos de cambio climático indican que un número importante de especies, requeriría migrar para alcanzar las nuevas áreas de hábitat apropiado que surjan en el futuro. En este sentido, el favorecer una mayor cobertura y conectividad de las ANPs cobra mayor importancia.

Palabras clave: conservación de reptiles, modelos de hábitat climático, persistencia de especies

II.SUMMARY

The destruction and degradation of natural habitats is causing the extinction of many species. To the impact of habitat loss and degradation, the potential impact that climate change may have on biodiversity is added. Information is urgently needed to enable the design of efficient conservation areas to protect the most important areas for biodiversity conservation, according to the current scenario and future derivatives of climate change predictions. This information is particularly critical in the case of organisms whose ecological and physiological conditions make them more susceptible to be affected by sources of disturbance relating human origin. In this study, species distribution modeling techniques are applied to identify areas of suitable habitat overlap, from the climatic point of view, to the reptile species. Moreover, the impact that climate change may have on the distribution of these areas of suitable habitat is evaluated. A database was purified (review of its geo referencing, taxonomic nomenclature and collection period) until 1479 presence records were collected. Of the 19 bioclimatic variables available, 7 were selected and used, together with the records of presence, to generate distribution models for 58 species. In each model, the most appropriate habitat area was identified. Moreover, predictive distribution models were generated for 2050, using the projected scenarios A2 and B1. Each model was reclassified to define the area more suitable habitat. Areas of more suitable habitat for the species were overlapped to define areas of agreement, and the degree of coverage offered by the NPAs in the state. The areas of more suitable habitat for the species covered 25% of the state's area, of which 11% is included in some ANP. Moreover, climate change models predict that most species (60 %) would experience very small reductions in the total extent of its suitable habitat (> 4 %). However, the degree of overlap between the current facilities and future lives in most cases (60 %) will be relatively low, indicating that these species would have to migrate to occupy the “new areas” projected. Although as mentioned, an increase in the area of suitable habitat for a number of species is expected in

general, it was found that in the future will be a reduction in the amount of this habitat within NPAs. Clearly there is an urgent need to increase efforts to document the biodiversity of this region, with particular emphasis on the use of standardized data collection protocols. Moreover, the results of this study show that a possible conservation strategy for the reptile species in the state can focus on establishing new corridors and conservation areas. This would give greater connectivity to areas identified as important and that are contained within NPAs. This possibility is particularly important if we consider that the results of climate change models indicate that a significant number of species required migrating to reach new areas of suitable habitat that may arise in the future. In this sense, encourage greater coverage and connectivity becomes more important NPAs.

Keywords: reptile conservation, climatic envelop model, species persistence

III. INTRODUCCIÓN GENERAL

Las actividades humanas ejercen un impacto de tal magnitud sobre la biodiversidad que se ha sugerido denominar a la época actual como el Antropoceno (Crutzen y Stoermer 2000). Este impacto presenta diversas manifestaciones, donde una de las más evidentes es la desaparición de poblaciones de organismos silvestres y en el caso extremo, la extinción de especies (Dirzo y Raven 2003, Halpin 1997). Entre las especies más afectadas por este impacto se encuentran aquellas especialistas de hábitat, endémicas o las que de manera natural son raras (Malcolm et al. 2006, Urbina-Cardona et al. 2006, Urbina-Cardona 2008). La destrucción de hábitat y cambio de uso de suelo son los dos principales factores de amenaza a la biodiversidad; sin embargo, se prevé que los cambios en los patrones de precipitación y temperatura que se espera deriven del cambio climático antropogénico ocupen un lugar importante entre los factores que afectarán la viabilidad y distribución de las poblaciones silvestres (Thomas et al. 2004, Houghton et al. 2001, IPCC 2007, Arriaga y Gómez 2007). Actualmente, existe evidencia perceptible del efecto del cambio climático antropogénico sobre la biodiversidad a nivel global (Parmesan 2006, Root et al. 2005). Algunos ejemplos de esta evidencia son: los cambios documentados en el tiempo de arribo de aves migratorias y la fenología plantas (Walther et al. 2002) así como, el registro de la presencia de especies en latitudes y altitudes que no formaban parte de su ámbito de distribución original (Root y Schneider 2002).

Los reptiles son un grupo que puede ser particularmente susceptible a los cambios en los regímenes de precipitación, incidencia lumínica y temperatura contrariamente a la anterior impresión popular de organismos resistentes y poco vulnerables (Angilletta 2002, Calderón-Mandujano et al. 2008, Gibbons et al. 2000). Muchas especies dependen de la temperatura para la determinación sexual y la propia supervivencia, de modo que los efectos en la dinámica de las poblaciones bajo diferentes escenarios de cambio climático pueden llegar a ser

significativos. De tal manera que el ahora innegable aumento de temperatura global compone uno de los factores de amenaza en contra de este grupo (Arriaga y Gómez 2007).

Al igual que con otros vertebrados, la pérdida y degradación de hábitat componen las principales causas de pérdida de especies dentro del grupo, especialmente a causa de la agricultura y la expansión urbana. La caza y sobreexplotación con fines comerciales tanto para tráfico de mascotas como uso alimenticio, así como la obtención y venta de pieles, carne y veneno sin las regulaciones adecuadas, además de la persecución y caza sin necesariamente ser una amenaza a las poblaciones humanas son algunas más de las causas directas del declive en las poblaciones (Gibbons et al. 2000).

La Lista Roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN) señala que cerca del 22% de las especies de reptiles descritas se encuentra en alguna categoría de amenaza (Böhm et al. 2012). Sin embargo, este porcentaje es una clara subestimación de la amenaza real sobre el grupo ya que existe una porción similar especies que carece de información suficiente que permita determinar su estado de conservación y la cual es altamente probable se sume al porcentaje de especies amenazadas (Baillie 2010). Por otra parte, estos datos son resultado de la evaluación de solo 1657 de las más de 9000 especies descritas (Pianka 2012) lo que significa un vacío considerable en la información sobre este grupo. Por tanto, los reptiles son un grupo modelo ideal para evaluar los efectos potenciales del cambio climático sobre los patrones de distribución de las especies que lo componen.

Existen varias estrategias para mitigar los impactos humanos sobre la biodiversidad. Algunas utilizan la conservación *ex situ* (p.ej., el mantenimiento de individuos en cautiverio) mientras otras más implementan áreas de conservación decretadas y delimitadas a nivel gubernamental o por las comunidades locales en

cada región (Primmack et al. 2001). Dado que el establecimiento de áreas de conservación permite preservar no sólo individuos, sino también los procesos ecológicos en los que estos organismos están involucrados, se ha probado esta estrategia de conservación como una de las más eficientes (IUCN 1994). Sin embargo, el establecimiento de áreas de conservación generalmente ha obedecido a factores y problemáticas diferentes del criterio ecológico, p.ej.: la protección de paisajes considerados atractivos escénicamente, la protección de áreas no aprovechables económicamente y la respuesta a una presión externa (a nivel mundial) por decretar áreas naturales protegidas (Velázquez-Montes et al. 2003). Menos atención se ha dispuesto a considerar dentro del diseño de las áreas de conservación el impacto que factores progresivos como el cambio climático puede tener sobre la efectividad de estos reservorios para preservar la biodiversidad en el futuro (Margules et al. 1988, Csuti et al. 1997, Margules y Pressey 2000, Faith 2004, Sarkar 2004). Esto representa un riesgo crítico especialmente en zonas altamente diversas. Dada la creciente magnitud con la que están registrando los efectos del cambio climático en los sistemas naturales resulta fundamental incorporar su posible impacto dentro de las estrategias de conservación y manejo de la biodiversidad principalmente en las regiones que concentran una importante riqueza de especies o un alto grado de endemismo (Lemieux y Scott 2005).

Michoacán se destaca por su gran riqueza de especies de reptiles en donde se incluyen fauna endémica y en riesgo de extinción de acuerdo con la Normas Oficiales Mexicanas (NOM 059 SEMARNAT 2010, IUCN 2009, Alvarado et al. 2013). En el estado se tienen registradas 168 especies, de las cuales 13 son endémicas y 19 amenazadas (Ochoa-Ochoa y Flores-Villela 2006). Existen diversos estudios sobre reptiles en el estado de Michoacán; la mayoría abordan aspectos de la diversidad del grupo, principalmente el análisis taxonómico y generalidades acerca de la historia natural y el estado de conservación de las especies y análisis de comunidades. Aún a pesar de estos estudios que describen

regiones diversas en el estado, existen vacíos de información sobre la diversidad de la herpetofauna en algunas regiones del estado, especialmente de la sierra Madre del Sur y las estribaciones sur-occidentales del EVT que conectan este último con la depresión del Balsas (Medina-Aguilar et al. 2011).

Dada la biodiversidad existente en el estado y la evidencia de que buena parte de los ecosistemas ha sido fuertemente impactados resulta urgente contar con información cuantitativa sobre los patrones actuales de distribución de especies (Gibbons et. al. 2000, Mendelson et. al. 2006, Bancroft et. al. 2008). En especial en aquellos grupos que puedan ser particularmente vulnerables a los impactos de perturbaciones como el cambio climático. Los modelos de distribución de especies (SDMs) son una herramienta ampliamente utilizada para abordar preguntas dentro de un amplio ámbito de aspectos teóricos y aplicados relacionadas con la distribución espacial de las especies, mediante la utilización de información de variables físicas y ambientales del paisaje (Guisan y Zimmerman 2000, Guisan y Thuiller 2005, Jeschke y Strayer 2008, Kozak et al. 2008). Hasta el momento, son pocos los estudios en donde este tipo de herramientas se han aplicado para el estudio de especies en el estado de Michoacán (Huacuz 2005).

Por lo anterior, el presente estudio se enfoca a caracterizar las áreas de distribución geográfica de las especies de reptiles en el estado de Michoacán como base para identificar áreas que resulten prioritarias para su conservación. Esta información constituye la base a su vez estimar el impacto que los cambios en los regímenes de precipitación y temperatura que se espera se deriven del cambio climático antropogénico pueden tener sobre los patrones de distribución de las especies en este grupo para el estado.

IV. HIPOTESIS GENERAL

Es posible inferir los patrones de distribución de las especies de reptiles en Michoacán basadas en el efecto de las variables físico-ambientales y el uso de registros de presencia. Por tanto, es posible identificar regiones o zonas dentro del estado que concentran un mayor número de áreas de distribución de especies de reptiles incluyendo a las endémicas y amenazadas y que además resultan prioritarias para la conservación de las especies del grupo. Por otra parte, dado que los escenarios de cambio climático predicen cambios en temperaturas y precipitaciones en el estado, existirán cambios asociados en los patrones de distribución de las especies encontrados.

V. OBJETIVOS

5.1. GENERAL

Caracterizar las áreas de distribución de las especies de reptiles presentes en Michoacán para identificar zonas prioritarias para su conservación (p.ej., donde coincide la distribución potencial de un mayor número de especies y donde existe una concentración alta de especies endémicas o amenazadas). Evaluar en qué medida las áreas naturales protegidas del estado incluyen estas zonas prioritarias y analizar cuál puede ser el impacto potencial que el cambio climático puede tener sobre las mismas.

5.2 PARTICULARES

5.2.1.- Describir los patrones de distribución potencial de las especies de reptiles en el estado de Michoacán con base a la aplicación de técnicas de modelado espacial.

5.2.2.- Identificar áreas prioritarias para la conservación de especies de reptiles en Michoacán (i.e., áreas que presenten condiciones físico-ambientales adecuadas para la co-existencia de un número alto de especies, especialmente aquellas endémicas o amenazadas).

5.2.3.- Analizar la protección que el sistema de áreas naturales protegidas existentes en el estado ofrece a las zonas prioritarias para la conservación de reptiles.

5.2.4.- Evaluar el impacto potencial que el cambio climático puede tener sobre los patrones de distribución potencial de especies de reptiles en Michoacán, especialmente en las zonas identificadas como prioritarias y para las especies endémicas y amenazadas.

CAPÍTULO 1

UN ANÁLISIS DE LA DISPONIBILIDAD DE INFORMACIÓN PARA MODELAR LA DISTRIBUCIÓN DE ESPECIES DE REPTILES EN MICHOACÁN

1. RESUMEN

El análisis de los patrones de distribución de las especies es fundamental para estudios de evolución, ecología y conservación. A pesar de la vasta cantidad de registros de especies en colecciones biológicas, persisten huecos importantes de información para ciertas regiones del planeta (p.ej., las regiones tropicales) y organismos (p.ej., especies raras). Esta carencia de información repercute de negativamente en la capacidad de realizar análisis (p.ej., modelado de distribución de especies) para aumentar nuestro conocimiento sobre los patrones de distribución de la biodiversidad. Aquí se analiza la disponibilidad y características de la información sobre presencia de reptiles en Michoacán. Los reptiles son un grupo relativamente bien estudiado y Michoacán se distingue por su riqueza en este grupo que incluye especies endémicas y amenazadas. A partir de datos del Laboratorio de Herpetología del INIRENA y el Sistema Nacional de Información Biológica de la CONABIO se recopilaron 13172 registros de presencia de reptiles para Michoacán y sus estados vecinos. Esta información se depuró con la revisión de su georreferencia, nomenclatura taxonómica y período de colecta. Como resultado de esta depuración, hubo una reducción a 3529 registros que incluyeron 116 especies (69% del total de especies en el estado). El 58% de especies presentó menos de 20 registros. Asimismo, se encontró que las áreas naturales protegidas aportaron un porcentaje de registros mayor al esperado con base en su extensión y que 72% de los registros se concentraron a menos de 4 km de los caminos. Es evidente que se requiere aumentar los esfuerzos para documentar la biodiversidad presente en esta región poniendo particular énfasis en el uso de protocolos estandarizados de colecta de los datos. Solo de esta manera se pueden comenzar a llenar los huecos de conocimiento existentes que limitan la capacidad de diseñar estrategias de conservación de la riqueza biológica más sólidas.

PALABRAS CLAVE: Registros de especies, depuración de registros, reptiles de Michoacán.

1a. ABSTRACT

Species distribution pattern analysis is fundamental on many evolutionary, ecological and conservational studies. Even though there is a vast amount of species records in biological collections, there are still many critical holes in the information for certain regions (e.g., tropical regions) and organisms (e.g., rare species). This lack of information has a negative impact on our ability to analyze certain subjects (e.g., species distribution modeling) in order to expand our knowledge about biodiversity's distribution patterns. Here we analyze the availability and characteristics of Michoacán's reptile presence database. Reptiles are a relatively well studied group and Michoacán is distinguished by this group's richness including threatened and endemic species. Using data from the "Laboratorio de Herpetología" from the INIRENA and the "Sistema Nacional de Información Biológica" from CONABIO we collected 13172 presence-only reptile records for Michoacán and surroundings. This information was purged using coordinates, taxonomic naming and period of collection. As a result, the records number was diminished to 3529 including 116 species (69% the state's species). Also, 58% species showed less than 20 records. Additionally, protected areas showed a greater record contribution than expected based solely on their area and 72% records gather on less than 4 km from roads. Evidently, it is required to strengthen efforts on documenting biodiversity on this region, particularly with the use of standardized data collecting protocols. Only by doing this, can the conservation strategy limiting holes on knowledge be filled and conservation strategies be more solid.

KEYWORDS: Species reptile records, reptiles of Michoacán, record's purge, presence-only reptile records dabatabase

2. INTRODUCCIÓN

Uno de los atributos más distintivos y característicos de una especie es su patrón de distribución geográfico ya que es reflejo de los procesos evolutivos, las interacciones ecológicas e incluso el impacto humano a los que ha estado expuesta. El conocimiento sobre este atributo es fundamental para abordar una gama de estudios que van desde los teóricos y conceptuales, como los análisis biogeográficos y macro ecológicos, hasta los aplicados tales como el análisis del impacto del cambio climático (Araujo et al. 2011) y el análisis del potencial invasivo de especies exóticas (Broennimann et al. 2007).

El análisis de los patrones de distribución de las especies ha cobrado un especial auge en los últimos años debido al desarrollo de una serie de técnicas novedosas para su descripción (Lobo et al. 2010). Entre estas técnicas destacan el modelado de distribución de especies (MDE). De manera general, los MDEs parten de la idea que las especies se distribuyen en áreas que presentan combinaciones particulares de características físicas, climáticas y ecológicas que les son favorables (Townsend-Peterson et al. 2011). El identificar dentro de qué ámbito de variación de estas características se presenta una especie permite, de manera posterior, hacer inferencia sobre su área de distribución potencial en función de la existencia de áreas que presenten una combinación similar de características físicas, climáticas y ecológicas. Esta inferencia se representa generalmente en forma de mapas que muestran las áreas donde es más probable encontrar a la especie (p.ej., hábitat más apropiado).

Existen dos tipos de información base a partir de la cual se pueden generar estos modelos. Por una parte está la situación cuando se cuenta con información sobre las localidades en donde está presente la especie de estudio pero también en las que está ausente. En este caso es posible aplicar una serie de técnicas estadísticas tales como regresión múltiple (Prasad et al. 2006), modelos lineales

generalizados (GLM) y modelos aditivos (GAM) (Guisan y Zimmermann 2000). Sin embargo, en la mayoría de los casos la información con la que se cuenta se restringe a registros de la presencia de las especies bajo estudio. Para lidiar con esta situación, se han desarrollado a su vez otra serie de herramientas que permiten hacer la modelación de la distribución a partir solamente de datos de presencia. Ejemplos de estas herramientas son los algoritmos genéticos (GARP, Stockwell y Peters 1999), los basados en máxima entropía (MaxEnt) (Phillips et al. 2006) y los que utilizan técnicas de análisis multivariado (ENFA; Hirzel et al. 2002).

La fuente más importante de información sobre registros de presencia de especies son las colecciones biológicas que se encuentran en museos, jardines botánicos, institutos y universidades. Se estima que a la fecha existen entre 1.2 a 2.1 miles de millones de especímenes contenidos a nivel global en estas colecciones (Ariño 2010 y Navarro et al. 2013). Una fracción cada vez más amplia de estos registros se están organizando y su información se está poniendo disponible en línea a través de organizaciones tales como el Sistema Nacional de Información Biológica de la Comisión Nacional para la Biodiversidad (SNIB-CONABIO) y el Consorcio Internacional de la Global Biodiversity Information Facility (GBIF).

A pesar de este marcado incremento en la disponibilidad de información sobre la presencia de las especies, persisten profundos huecos de conocimiento para algunas regiones del planeta y un gran número de organismos. Las regiones tropicales son un ejemplo particularmente notorio de esta situación, ya que a pesar de ser las más ricas en especies y ser las más afectadas por el impacto humano, son las que menos contribuyen a las bases de datos globales (Cayuela et al. 2009). Otro ejemplo de este tipo de sesgos, es el hecho de que existe una relación proporcional entre el tamaño de una especie y la completitud de su información. Este fenómeno se ha denominado “el déficit Linneano” (ver Cayuela et al. 2009).

Existen además, otros factores que limitan la utilidad de los registros de presencia asociados a las colecciones biológicas en relación a su uso para el modelado de la distribución de especies. Dos de los principales factores son: a) la carencia o deficiencia de información necesaria para ubicar con precisión la localidad donde fue obtenido el registro y b) la falta de homogeneidad en la taxonomía utilizada en las bases de datos recopiladas por distintas instituciones. A estos factores se suman los errores que se generan cuando se ingresa la información en las bases de datos (p.ej., errores tipográficos o relacionados con el formato utilizado) (De Giovanni et al. 2012). La combinación de los factores recién descritos puede terminar por reducir en gran medida la información disponible para el modelado de los patrones de distribución de un gran número de especies. Esto a su vez, puede resultar en un serio obstáculo para profundizar nuestro conocimiento de los patrones de distribución de las especie en las zonas del planeta que concentran la biodiversidad.

Este estudio, se enfoca a analizar la disponibilidad y características de la información existente sobre la presencia de especies de reptiles en el estado de Michoacán, en México. Los reptiles constituyen un grupo que por su ecología y fisiología tienen una respuesta muy clara a la variación en atributos ambientales tales como el clima por lo que pueden ser buenos sujetos de estudio en términos del modelado de distribución. Por otra parte, el estado de Michoacán destaca por su diversidad en este grupo (169 spp), incluyendo 13 especies endémicas y 73 amenazadas (CONABIO 2007). En específico, se recopila la información existente de registros de especies de reptiles en el estado y se analiza en términos de la información de georreferencia asociada, el uso de nomenclatura taxonómica actualizada y estandarizada, su actualidad y su ubicación espacial.

3. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1 Área de estudio

El estado de Michoacán se localiza en el centro-occidente del país entre los 20° 24' - 17° 55' de latitud Norte y los 100° 04' - 103° 44' de longitud Oeste abarcando una superficie de 58,599 km² (Fig.1). Este estado se caracteriza por la presencia de marcados contrastes topográficos los cuales se asocian a la presencia del Eje Neovolcánico y la Sierra Madre del Sur. Los climas presentes en el estado incluyen desde los más cálidos y secos presentes en el país, el tropical con lluvias predominantes en verano, templado con lluvias en verano hasta el templado con lluvias todo el año presente en las partes más altas del Sistema Volcánico Transversal. La temperatura media anual varía considerablemente debido a los fuertes desniveles en altitud.

La gran variedad de ambientes presentes en el estado se asocia con la existencia de distintas asociaciones vegetales tanto de afinidad tropical (p.ej. bosque tropical caducifolio y subcaducifolio) como templada (p.ej. bosques de encino y de coníferas). Asimismo, existe una alta diversidad faunística que incluye 1238 spp de vertebrados. De esta manera, Michoacán ocupa el quinto lugar a nivel nacional en términos de la magnitud de su diversidad biológica (CONABIO 2007). Desafortunadamente, esta gran biodiversidad se encuentra severamente amenazada principalmente por la destrucción y degradación de los hábitats por el impacto humano.

Puesto que la distribución de las especies no se limita por los regímenes de división política de los estados se consideró importante utilizar los registros de presencia de especies encontrados en los estados colindantes a Michoacán. Los análisis abarcaron la extensión total de dichos estados.

3.2. Recopilación y organización de base de datos de presencia de especies de reptiles.

Con el fin de obtener una mayor cantidad de registros de presencia de especies, la recopilación de información no solo se restringió a Michoacán sino que abarcó los estados colindantes (Colima, Jalisco, Querétaro, Guanajuato, Estado de México y Oaxaca).

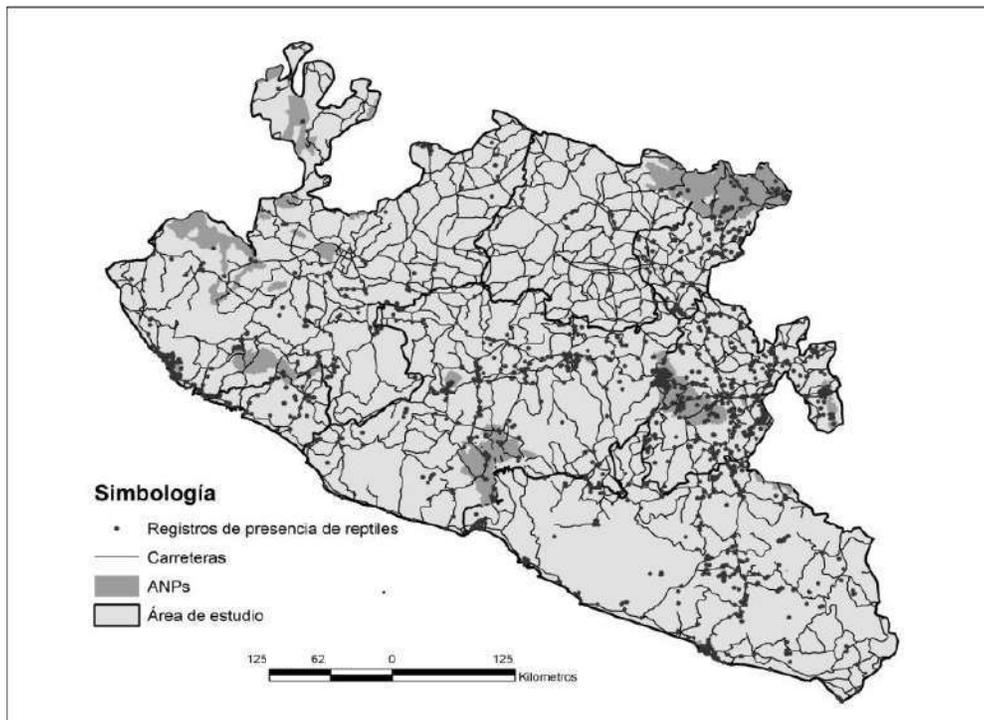


Figura 2. Área de análisis que incluye al estado de Michoacán y los estados vecinos de donde se recopiló información adicional sobre registros de especies. Se muestra la ubicación de las ANPs federales, carreteras y la de todos los registros georreferenciados utilizados en este estudio.

Los registros utilizados en este estudio provinieron principalmente de la base de datos del Laboratorio de Herpetología del Instituto de Investigaciones sobre los Recursos Naturales (LH-INIRENA) y del Sistema Nacional de Información Biológica de la Comisión Nacional para el Uso y Conocimiento de la Biodiversidad (SNIB-CONABIO). La base de datos del LH-INIRENA es el producto

de distintas investigaciones de campo que el personal de este laboratorio ha realizado desde 1993 en diversas partes del estado. Por otra parte, la base de datos del SNIB contiene registros de colecciones nacionales e internacionales entre las que se incluyen: Colección Nacional de Anfibios y Reptiles de la UNAM (CNAR), Colección de la Academia de Ciencias de California (CAS), Colección de Herpetología del Museo de Historia Natural de la Universidad de Colorado (CUMNH), Museo de Historia Natural de la Universidad Estatal de Lousiana (LSUMZ), Colección de herpetología del Museo Field de Historia Natural (FMNH) y Colección del Museo Real de Ontario (ROM).

La información contenida en estas bases de datos se revisó tomando como base el “Manual de procedimientos para la Georreferenciación de localidades de colecciones biológicas” de la CONABIO (2008). Dado que la información climática que se usa de manera más común en el modelado de distribución de especies proviene del período 1950-2000, el proceso de depuración de datos que se presenta a continuación se restringe a los registros incluidos dentro de este período.

3.3. Revisión de las coordenadas geográficas de los registros de presencia

Este proceso se dividió en dos categorías. La primera se enfocó en los registros que carecía de coordenadas pero que contaban con información que permitía ubicar la localidad de colecta. En estos casos los programas Google Earth® (www.googleearth.com), Mapa Digital de México V5.0 de INEGI (www.gaia.inegi.org.mx/mdm5/viewer.html) y GeoLocate® (www.museum.tulane.edu/geolocate/web/WebGeoref.aspx) para obtener una georreferencia aproximada del dato de colecta con base a los datos de localidad. En los casos donde los registros provenían de la base de datos del LH-INIRENA, esta información se refinó con base al conocimiento experto de campo. La segunda categoría de registros correspondió a aquellos que contaban con una georreferenciación. En estos casos se verificó la información para detectar cualquier irregularidad (p.ej. que un dato

registrado para un estado tuviera coordenadas que lo ubicaran fuera del mismo). Todos los registros a los que no fue posible asignarles una georreferencia confiable fueron eliminados. Se estandarizó el formato de las coordenadas geográficas expresadas en grados decimales utilizando el datum WGS84.

3.4. Estandarización de la nomenclatura taxonómica utilizada en los registros de las especies

Tomando como base la nomenclatura taxonómica propuesta por Wilson y Johnson (2010) se actualizaron y estandarizaron los nombres de las especies de las cuales se obtuvieron registros de presencia. Esto permitió detectar la presencia de sinonimias y errores tipográficos.

3.5. Análisis de la distribución espacial de los registros de especies

Se analizó la distribución espacial de los datos con respecto a dos elementos del paisaje: la presencia de caminos y la presencia de Áreas Naturales Protegidas (ANPs). Asimismo, se midió la distancia entre los puntos de presencia de cada especie como una forma de evaluar su grado de aglomeración. La distancia entre puntos se midió utilizando el programa HawthTools (<http://www.spatial ecology.com/htools>).

Del portal en línea de la CONANP (<http://sig.conanp.gob.mx/website/pagsig/informacion/info.htm>) se obtuvo un mapa vectorial con los polígonos de las ANPs presentes para el total de los estados. Se consideraron únicamente las reservas de índole federal dado que son las que tienen una mayor extensión. Con el programa HawthTools se cuantificó el número de registros presentes dentro y fuera de las ANPs. Para realizar este conteo, se dividieron los estados en subprovincias fisiográficas (CONABIO 2007).

Para cuantificar la relación entre el número de registros y la presencia de carreteras, se obtuvieron los mapas vectoriales de carreteras en escala 1:50 000

del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). Con la herramienta Análisis espacial de ArcMap se crearon vecindarios (buffers) consecutivos a partir de las carreteras cada 500m. Estos vecindarios se utilizaron para seleccionar los puntos y contar los puntos de presencia ubicados a distintas distancias de las carreteras. Se consideraron las carreteras pavimentadas y los caminos primarios (>14 m de ancho), secundarios (>9m y <14m) y terciarios (>6m y <9m). Para conocer la distancia promedio entre registros por especie se utilizó la herramienta HawthTools.

4. RESULTADOS

4.1. Base de datos de presencia de reptiles

Se recopiló un total de 4678 registros de presencia de reptiles para el estado de Michoacán. Estos registros incluyeron un total de 115 especies (68% del total del estado). En términos generales, 11% de los datos provinieron del LH-INIRENA y 89% del SNIB-CONABIO. El total de los registros provenientes del LH-INIRENA fueron posteriores a 1950. En el caso de los registros provenientes del SNIB-CONABIO, el 69% tuvo una fecha de colecta mayor o igual a 1950.

4.2. Revisión de la base de datos de registros de presencia

El 100% de los registros provenientes del SNIB contaron con coordenadas, en contraste solo un 32% de los registros provenientes del LH-INIRENA contaron con georreferencia. Para este último caso, solo fue posible asignar con certeza datos de georreferencia a menos del 1% de los registros que carecían de ella.

En ambas bases de datos, se encontraron casos de registros que indicaban pertenecer a un cierto estado pero que al desplegarlos en ArcMap se localizaban en otro. Estos registros fueron eliminados y consistieron en el caso del LH-INIRENA en 1% de los registros y en el del SNIB-CONABIO en el 4%. En términos de modificación de la nomenclatura, fue necesario hacer adecuaciones al 12% de

los registros de la base del LH-INIRENA y al 38% de los del SNIB-CONABIO. En la mayoría de los casos estas correcciones fueron necesarias para evitar la existencia de sinonimias. Cabe agregar que el 3% de los datos del LH-INIRENA correspondían a registros de la misma especie con las mismas coordenadas por lo que fueron eliminados. En el caso del SNIB-CONABIO el 55% de los datos correspondió a registros repetidos para la misma especie.

Una vez que se eliminaron todas las especies a las que no fue posible asignarles una georreferencia confiable, en las que no fue posible resolver problemas con la taxonomía y aquellas no reportadas para el estado de Michoacán, se concretó la base de datos con un total de 1479 registros para un total de 122 especies lo que representa el 32% de los datos originalmente recopilados.

4.3. Análisis de la distribución espacial de los registros de reptiles
Al comparar la relación entre área dentro y fuera de ANPs y número de registros de presencia colectados dentro y fuera de ANPs se encontró una tendencia general a que las ANPs aportaran más registros de lo que se esperaría solamente en función de su área. La subprovincia fisiográfica Neovolcánica Tarasca (NT) fue la que presentó una mayor concentración de registros de presencia dentro de las ANPs. En contraste, en el Carso Huasteco el área no protegida aporta un número mayor de registros de presencia que las ANPs aún cuando en este caso el área sin protección es tan solo un cuarto de la subprovincia fisiográfica (Fig.2).

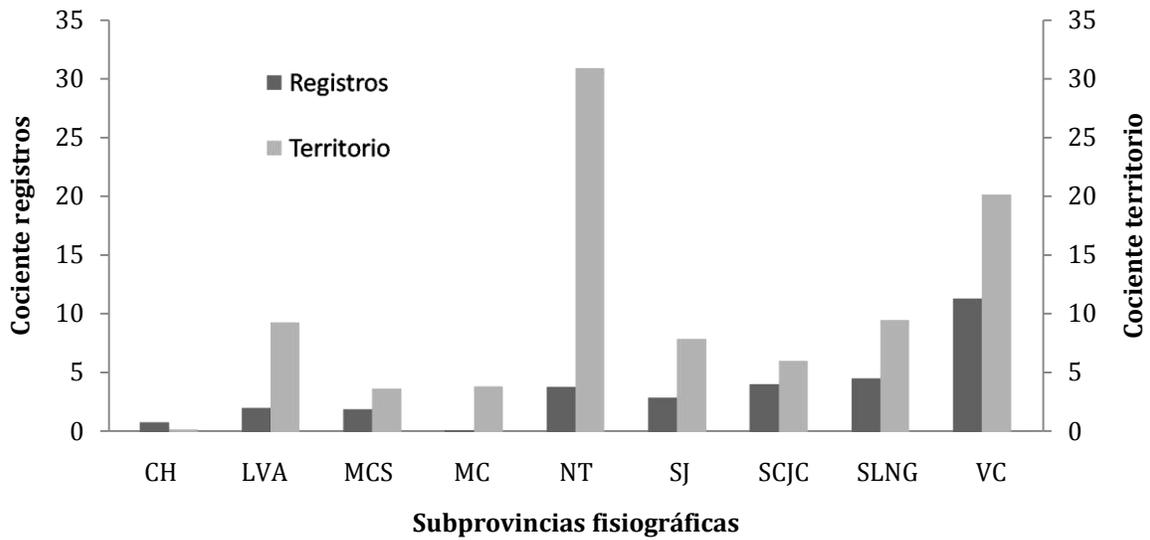


Figura 2. Relación de registros dentro y fuera de ANPs con respecto a los polígonos de las subprovincias fisiográficas así como territorio protegido y no protegido. Se muestran las subprovincias. CH = Carso Huasteco, LVA = Lagos y Volcanes de Anáhuac, MCS = Mesetas y Cañadas del Sur, MC = Mil Cumbres, NT = Neovolcánica Tarasca, SJ = Sierras de Jalisco, SCJC = Sierras de la Costa de Jalisco y Colima, SLNG = Sierras y Llanuras del Norte de Guanajuato, VC = Volcanes de Colima.

Cuando se analizó la distribución de las especies con respecto al número de registros conseguidos, se observó que la tendencia general fue contar con pocos registros para un importante número de especies (53) de las cuales, el 23% contó con menos de 4 registros. Sin embargo, veintisiete de estas especies con pocos puntos cuentan con el número mínimo necesario de registros para realizar el proceso de modelación. Por otra parte, 20 de las 117 especies presentan números mayores de registros con lo que pueden generarse modelos más confiables (Fig. 3).

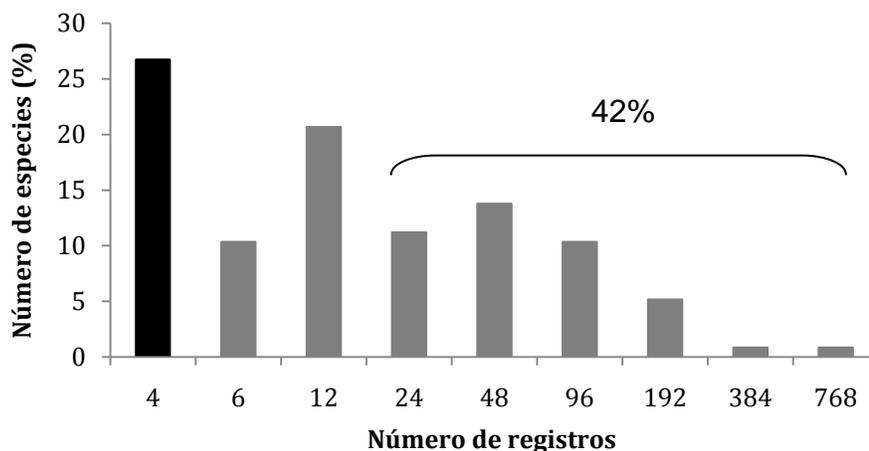


Figura 3. Distribución de las especies de acuerdo al número de registros conseguidos en cada caso. Se muestra en negro el porcentaje de especies con menos de 4 registros y se acotan las especies con más de 20 registros.

Veinticinco por ciento de las especies con 4 a 8 registros tuvieron una distancia promedio, entre registros, menor a 50 km. La distancia mínima promedio para este grupo de especies fue 2.4 km. El restante 75% de las especies presentaron promedios de distancia mayores a los 50 km. En el caso de las especies con 9 o más registros menos del 2% de ellas tuvo una distancia mínima promedio entre registros menor a 50 km. (Fig. 4).

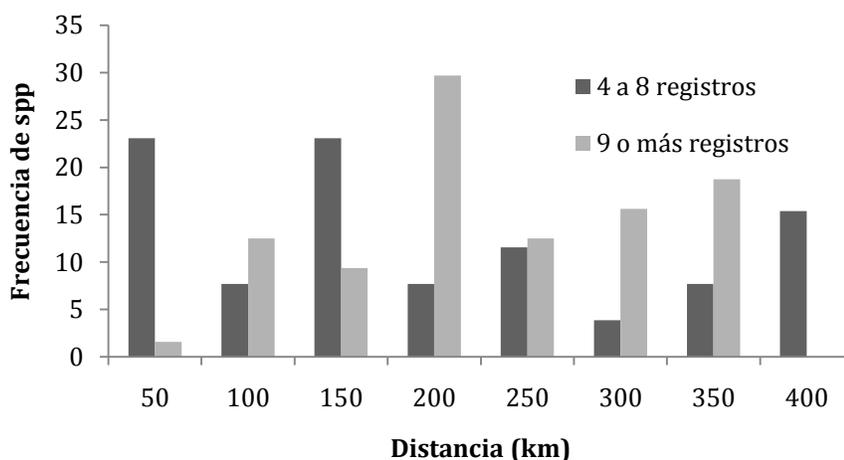


Figura 4. Distancia promedio entre registros de presencia de las especies de reptiles. Se distingue entre las especies con pocos puntos y las que cuentan con un número relativamente mayor.

Por otra parte, el 72% de los registros de reptiles se distribuyó hasta los 4 km de distancia con respecto a las carreteras.

5. DISCUSIÓN

El incluir registros de un área mayor a la del estado de Michoacán permitió ampliar de manera significativa el número de registros para las especies presentes en el estado. De esta manera, en conjunto se logró obtener registros de presencia para el 74% de las especies reportadas para el estado. Esta abundancia de información contrasta con el hecho de que al descontar los registros los cuales no fue posible corregir ya fuera por problemas con la georreferencia, con su taxonomía y que además su fecha de colecta no correspondiera con el período de 1950 en adelante, se tuvieron que descartar el 73% de los registros. Otros estudios han reportado reducciones de magnitud similar cuando se realiza el control de calidad de registros de presencia de plantas del grupo de las pasifloras en Brasil (De Giovanni et al. 2012) y aves, mamíferos, anfibios y plantas (ver Cayuela et al. 2009).

Los principales factores que causaron la reducción del total de registros disponibles fueron los problemas o falta de georreferencia, la antigüedad de los datos y en el caso de los datos de SNIB-CONABIO la repetición de registros con las mismas coordenadas. Esta reducción en el número de registros también tuvo un impacto negativo sobre la disponibilidad de especies con un número de registros lo suficientemente alto como los que se utilizan regularmente en el modelado de distribución de especies (58% de las especies contó con un número menor a 10 spp). Este impacto se puede reducir si se incorporan técnicas de modelado como el propuesto por Pearson et al. (2007) que permiten hacer modelaciones de distribución con hasta un mínimo de 4 puntos. Con la aplicación de una técnica de este tipo se podría recuperar en el caso de los reptiles de

Michoacán, aproximadamente la mitad de las especies que tienen menos de 10 registros.

El análisis de la distribución espacial de los registros reveló en términos generales la existencia de huecos dentro de la zona de estudio donde no existe prácticamente ningún registro de especies. Estos huecos se pueden deber a la falta de vías de acceso o a la existencia de conflictos sociales o de seguridad que impiden el acceso libre para la realización de colecta. Por otra parte, se detectó una tendencia a que existiera un mayor número de registros provenientes de las ANPs que el esperado con base a sus áreas respectivas. Dado que este análisis se restringió a especies relativamente comunes dentro de las subprovincias fisiográficas (donde se esperaría que las condiciones ambientales fueran menos contrastantes), los resultados encontrados sugieren la existencia de un sesgo hacia un mayor esfuerzo de muestreo dentro de las ANPs. Esta situación se podría esperar si como parte del decreto de estas áreas, se realizan estudios prospectivos de la biodiversidad existente o si la existencia de las ANPs propicia la realización de un mayor número de muestreos. Independientemente de la causa, esta característica de los datos puede resultar en un sesgo de los modelos de distribución de especies que se realicen a partir de estos. Por otra parte, el análisis de distribución de registros de presencia de las especies en función de la distancia a carreteras también parece indicar que hay un patrón no aleatorio en la distribución de estos datos. Este tipo de aglomeración de la información cerca a las carreteras que se pueden considerar más accesibles se ha reportado en otros estudios. Algunos métodos de modelado de distribución de especies como el de MaxEnt permiten incorporar información sobre el sesgo en la colección de registros de presencia para intentar compensarlo durante el proceso de modelado (Phillips et al. 2009, Elith et al. 2010).

Por otra parte, no se encontró evidencia de la existencia de una fuerte aglomeración en los registros por especie si bien se observó una mayor tendencia

a que los registros fueran más cercanos en las especies donde la información era escasa (4 a 8 registros) que en las especies donde la información fue relativamente más abundante (9 o más registros).

Los resultados de este estudio, por lo tanto, refuerzan lo sugerido por otros autores acerca de la necesidad de contar con controles más rígidos al momento de la toma de registros de campo que permitan sacarle mayor provecho a la información obtenida. Resulta indispensable contar con protocolos estandarizados que permitan coleccionar información sistemática y susceptible de ser bien organizada para cada registro obtenido en el trabajo de campo. La creciente disponibilidad de dispositivos móviles que permiten obtener una georreferencia relativamente precisa hacen cada vez más sencillo generar esta información para asociarla a registros de campo aún cuando el objetivo del estudio sea de una índole muy distinta a la de, posteriormente, generar modelos de distribución de especies.

6. CONCLUSIONES

A pesar de que se ha desarrollado un trabajo prospectivo de la herpetofauna de la región, este estudio ha demostrado que para ciertas aplicaciones, esta información es limitada para un número importante de estas especies. Resulta una prioridad realizar talleres y foros como medio para hacer de uso rutinario una metodología estandarizada para el registro de especies que son colectadas u observadas por especialistas en el campo.

7. AGRADECIMIENTOS

Este capítulo se desarrolló bajo la guía de los profesores Eduardo Mendoza, Ileri Suazo Ortuño y Javier Alvarado Díaz. Para la organización y depuración de las bases de datos se contó con la ayuda del Pas. De biól. Arturo Jonatan Torres. Se agradece al Programa Institucional de Maestría en Ciencias Biológicas de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo y al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por su apoyo para la realización de este estudio.

8. LITERATURA CITADA

- Araújo M.B., D. Alagador, M. Cabezar, D. Nogués-Bravo y W. Thuiller. 2011. **Climate change threatens European conservations areas.** *Ecology Letters*. 14:484-492
- Ariño H.A. 2010. **Approaches to estimating the universe of natural history collections data.***Biodiversity Informatics*. 7:81-92
- Beyer, H. L. 2004.**Hawth's Analysis Tools for ArcGIS.***Disponible desde <http://www.spataleecology.com/htools>*
- Broennimann, G., U. A. Treiner, H. Muller-Scharer, W. Thuiller, A. T. Peterson y A. Guisan. 2007. **Evidence of climatic niche shift during biological invasion.***Ecol. Lett.* 10:701–709.
- Cayuela L., D. J. Golicher, A. C. Newton, M. Kolb, F. S. De Albuquerque, E. J. M. M. Arets, J. R. M. Alkemade y A. M. Pérez. 2009. **Species distribution modeling in the tropics: problems, potentialities, and the role of biological data for effective species conservation.***Tropical Conservation Science* 2(3):319-352. *Disponible [www.tropicalconservationscience.org]*
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). 2007. **Estrategia para la Conservación y Uso Sustentable de la Diversidad Biológica de Michoacán.** *Secretaría de Urbanismo y Medio*

- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), 2008. **Georreferenciación de las localidades de Colecciones Biológicas.** *Manual de Procedimientos. México. 177págs.*
- De Giovanni R., L.C. Bernacci, M. Ferreira de Siqueira, y Souza Rocha Flávia. 2012. **The real task of selecting records for Ecological Niche Modelling.** *Natureza&Conservação. Brazilian Journal of Nature Conservation. 10(2):139-144. Disponible desde [http://dx.doi.org/10.4322/natcon.2012.018]*
- Elith J., Kearney M. y Phillips S. 2010. The art of modeling range-shifting species. *Methods in Ecology and Evolution. 1: 330-342*
- Guisan A. y N.E. Zimmermann,. 2000. **Predictive habitat distribution models in ecology.** *Ecological modeling. 135:147-186.*
- Hirzel A. H., J. Hausser, D. Chessel, y N. Perrin. 2002. **Ecological-niche factor analysis: How to compute habitat-suitability maps without absence data.** *Ecology 83:2027–2036.*
- Lobo J.M., A. Jiménez-Valverde, J. Hortal. 2010. **The uncertain nature of absences and their importance in species distribution modelling.** *Ecography 33:103–114*
- Margules C. R., y S. Sarkar. 2007. **Systematic conservation planning.** *Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom.*
- Navarro S. A. G., A. Townsend Peterson, Y. J. Nakazawa U. e Iván Liebig-Fossas. 2003. **Colecciones biológicas, modelaje de nichos ecológicos y los estudios de la biodiversidad. Una perspectiva latinoamericana de la biogeografía, J. Morrone y J. Llorente B.(eds.).** *Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad/Universidad Nacional Autónoma de México, México, DF, 115-122.*
- Pianka E.R. 2012. **Can humans share spaceship earth? Amphibian and reptile conservation. 6(1):1-24.**

- Phillips S.J., R.P. Anderson y R.E. Schapire. 2006. **Maximum entropy modeling of species geographic distributions.** *Ecol. Model.* 190:231–59
- Prasad A.M., L.R. Iverson, A. Liaw. 2006. **Newer classification and regression tree techniques: bagging and random forests for ecological prediction.***Ecosystems* 9:181–99
- 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* (J. Biogeogr.) 34, 102–117
- Stockwell D. y D. Peters. 1999. **The GARP modelling system: problems and solutions to automated spatial prediction.***Int. J. Geogr. Inf. Sci.* 13:143–58
- Townsend A.P., J. Soberón, R.G. Pearson, R.P. Anderson, E. Martínez-Meyer, M. Nakamura, M.B. Araújo. 2011. **Ecological Niches and Geographic Distributions.** *USA: Princeton University Press.*
- Wilson L.D. y J.D. Johnson. 2010. **Distributional patterns of the herpetofauna of Mesoamerica, a Biodiversity hotspot.***Editores: Murphy. Wilson, L.D., J.H. Townsend y J.D.Johnson. Conservation of Mesoamerican Amphibians and Reptiles.**Eagle Mountain Press, 2010.*

CAPÍTULO 2

ANÁLISIS DE LOS PATRONES DE DISTRIBUCIÓN POTENCIAL DE LOS REPTILES EN MICHOACÁN PARA DETERMINAR ÁREAS PRIORITARIAS PARA SU CONSERVACIÓN

1. RESUMEN

Existe un fuerte impacto humano sobre la biodiversidad que, entre otras formas, se manifiesta en la pérdida de especies. Esta problemática resulta particularmente crítica en las regiones tropicales donde la biodiversidad es notablemente elevada pero también lo es la destrucción de los hábitats naturales. Tanto dentro del proceso de evaluación del impacto humano, como en el diseño de estrategias de conservación (p.ej., áreas naturales) es fundamental contar con información sobre las áreas que pueden representar un hábitat más importante para las especies. Sin embargo, para muchos grupos de organismos este tipo de información es muy escasa, como es el caso de los reptiles. Se aplicó el algoritmo de máxima entropía (MaxEnt) para generar modelos de distribución de 58 especies de reptiles en Michoacán (1479 registros de presencia) usando 7 variables bioclimáticas, información sobre altitud y una capa de sesgo. Los modelos permitieron identificar áreas que pueden tener un papel particularmente importante en la conservación de especies de reptiles, por presentar coincidencia de hábitat apropiado para un número alto de ellas. Estas áreas de coincidencia abarcan casi un cuarto de la superficie del estado, pero sólo una pequeña porción está protegida (11%). Si bien parte de las zonas de mayor coincidencia de hábitat para las especies se encuentra dentro de áreas protegidas, otra parte está fuera de ellas. Una posible estrategia de conservación para las especies de reptiles en el estado puede partir de tomar como base las áreas de alta coincidencia de hábitat que no están protegidas para proponer nuevas áreas de conservación o corredores biológicos. Dentro de la propuesta de estrategias de conservación es importante considerar no solo la alta coincidencia de hábitat sino también el recambio de especies que existe entre las distintas ecorregiones del estado.

Palabras clave: reptiles, hábitat climático, áreas de mayor concentración de especies

1a. ABSTRACT

There is a strong human impact on biodiversity that, among other ways, is manifested in the loss of species. This problem is particularly critical in the tropics where biodiversity is remarkably high, but so is the destruction of natural habitats. Both within the process of assessment of human impact and the design of conservation strategies (e.g., natural areas), it is essential to have information on the areas that may represent a more important habitat for the species. However, for many groups of organisms, such information is scarce, as is the case of reptiles. The algorithm of maximum entropy (MaxEnt) was used to generate models of distribution of 58 species of reptiles in Michoacán (1479 presence records) using 7 bioclimatic variables, altitude information and a bias layer. The models helped to identify areas that may have a particularly important role in the conservation of reptile species, since they have matching suitable habitat for a large number of them. These areas of agreement cover almost a quarter of the area of the state but only a small portion is protected (11%). While some of the areas of greatest overlap of habitat for the species is located within protected areas, another part is outside. A potential conservation strategy for the species of reptiles in the state can draw on the areas of high coincidence of habitat that are not protected to propose new conservation areas and biological corridors. Within the proposed conservation strategies is important to consider not only the high coincidence of habitat but also the species turnover between the different eco regions of the state.

Keywords:

Reptiles, environmental envelope, species high-concentration-habitat areas

2. INTRODUCCION

A nivel global existe una crisis de la biodiversidad que entre otras cosas se refleja en la pérdida acelerada de una gran cantidad de especies, incluso antes de que éstas sean descritas o estudiadas (Dirzo y Raven 2003). La principal causa de esta pérdida de la biodiversidad es la destrucción y alteración de los hábitats naturales, debido a las actividades humanas.

Existen distintas estrategias que se ha buscado implementar con el fin de detener o reducir el impacto humano sobre la biodiversidad, una de las que más atención se le ha dado es la creación de Áreas Naturales Protegidas (ANPs). Una de las ventajas de esta estrategia de conservación es que además de permitir proteger poblaciones de especies, puede permitir preservar los procesos ecológicos en los que estas están involucradas. La creación y mantenimiento de un área protegida requiere una fuerte inversión de recursos financieros y humanos por lo que existe una capacidad limitada para dedicar parte de un territorio a este fin. Por otra parte, la creación de una ANP requiere conjugar distintos intereses en relación al uso que se le busca dar a una porción del territorio. Finalmente, dado que existe una marcada heterogeneidad en términos de los patrones de distribución de especies, no todas las porciones del territorio presentan el mismo valor en términos de la conservación de la biodiversidad. Esta serie de factores, hacen que la creación de una reserva tenga que atravesar en su etapa inicial un proceso de priorización que permita seleccionar el área específica que reúne las mejores condiciones para establecer una reserva.

Definir qué área reúne las mejores condiciones para establecer una reserva requiere entre otros criterios, establecer con precisión el atributo que se busca conservar. Existe una variedad de atributos que se han utilizado como objetivos de conservación por ejemplo, la cantidad de especies endémicas, raras y evolutivamente distintivas, el grado de amenaza que estas especies o el hábitat en

general enfrentan y los servicios ecológicos que sustentan (Primmack 2001). Una vez definido el atributo que se va a conservar, el objetivo es maximizar su inclusión en el ANP. El siguiente paso es determinar la extensión de área que se requiere proteger para lograr este objetivo. El Fondo Mundial para la Naturaleza (WWF) y la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN) han propuesto cubrir al menos el 10% de territorio disponible en cada región (Dudley et al. 1996).

Aunque es relativamente sencillo definir los objetivos de conservación desde el punto de vista biológico, su implementación se enfrenta al problema de la escasez de información. En el caso particular cuando el objetivo de conservación es proteger el hábitat de especies amenazadas o raras o las zonas donde confluye mayor área de distribución de especies, la escasez de información se refleja en el pobre registro de la presencia de las especies (Cayuela et al. 2009).

De manera reciente, el desarrollo de técnicas para el modelado de la distribución de especies se ha ido incorporando progresivamente como un elemento en apoyo a la identificación de áreas de importancia biológica para su conservación (Lobo et al. 2010). Este tipo de herramientas se ha utilizado de manera exitosa para reconocer los patrones de distribución en distintos grupos, por ejemplo aves (Young et al. 2009), plantas (York et al. 2011), insectos (Rinnhofer et al. 2012), anfibios y reptiles (Pawar et al. 2007, Freedman et al. 2008, entre otros). Existe una variedad muy amplia de técnicas de modelado de distribución de especies, pero las más ampliamente utilizadas son las que para su aplicación requieren de registros sólo de presencia. Esto por el hecho de que la mayor cantidad de información que existe sobre la distribución de especies es de este tipo (donde sólo se registra la presencia).

La distribución de las especies se asocia muchas veces a la existencia de atributos ambientales particulares (p.ej. niveles de precipitación e intervalos de

temperatura). Se sabe que las funciones vitales de los organismos (supervivencia, crecimiento y reproducción) responden al ambiente, de manera que hay intervalos dentro del gradiente ambiental en los que las funciones vitales se maximizan y porciones donde decaen marcadamente (Carroll et al. 1999, Manel et al. 1999, Cowley et al. 2000). El modelado de distribución de especies en gran medida retoma esta idea y con la ayuda de técnicas de análisis espacial y la incorporación de capas que describen variables ambientales (p.ej. precipitación anual, temperatura mensual, etc.) busca identificar las condiciones ambientales que se asocian con la presencia de las especies analizadas. Una vez que se establece esta relación, se busca dentro del área analizada las zonas que más coinciden con estas características. Una ventaja de estas técnicas es que se pueden aplicar aún cuando se cuente con relativamente pocos registros de presencia (Pearson et al. 2011, Siqueira et al. 2009).

Los reptiles son un grupo altamente diverso en México, particularmente en las regiones centro-occidente y sureste donde se concentra la mayor proporción de las especies conocidas. En particular la zona occidente está catalogada como un importante centro de generación y mantenimiento de la diversidad dentro del grupo. A pesar de esta alta diversidad, existe escasa información sobre aspectos básicos de estas especies como es su distribución en la región. Este desconocimiento se agrava ya que los reptiles son un grupo fuertemente amenazado global y localmente por factores antropogénicos relacionados con la destrucción de sus hábitats, la sobreexplotación de sus poblaciones y su erradicación por la aversión que puede producir entre la gente. Además, los reptiles son un grupo que por su fisiología (ectotermia) tienen una ecología fuertemente influida por la variación en atributos ambientales tales como la temperatura y la precipitación. Estas características hacen que sea aplicable un enfoque de modelado para el estudio de los patrones de distribución de estas especies.

A través de un enfoque de modelación, este estudio se enfoca a identificar áreas que pueden constituir hábitat apropiado para las especies de reptiles en una región de alta diversidad para este grupo en la costa oeste de México. A partir de la identificación de estas áreas se evalúa su coincidencia con zonas actualmente decretadas como reservas y se ubican zonas que pudieran constituir la base para la creación de nuevas áreas de protección.

Por último, es importante mencionar que si bien se realizó un primer ejercicio de modelos de distribución utilizando las bases de datos descritas en el capítulo 1, los resultados mostraron que el uso de registros fuera del estado de Michoacán tenía un mayor peso en la modelación y con ello las áreas de hábitat apropiado tendían a desplazarse fuera de los límites del estado de Michoacán. De tal modo que para el desarrollo del presente estudio se realizan análisis delimitados únicamente dentro de Michoacán.

3. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1 Área de estudio

Dada la disponibilidad de la información de registros de presencia y de conocimiento experto, este estudio se centró dentro de la costa occidente del país, al estado de Michoacán. Este estado se localiza entre los 20° 24' - 17° 55' de latitud Norte y los 100° 04' - 103° 44' de longitud Oeste abarcando una superficie de 58,599 km² (Fig.1). La topografía de este estado se caracteriza por ser accidentada y fuertemente influida por la presencia del Eje Neovolcánico y la Sierra Madre del Sur. Como consecuencia de su ubicación geográfica y topografía, este estado presenta una fuerte variación climática que abarca desde climas cálidos y secos hasta los templados con lluvias todo el año.

La gran variedad de ambientes presentes en el estado se asocia con la existencia de distintas asociaciones vegetales tanto de afinidad tropical (p.ej.

bosque tropical caducifolio y subcaducifolio) como templada (p.ej. bosques de encino y de coníferas). Asimismo, existe una alta diversidad faunística que incluye 1238 spp de vertebrados. Michoacán ocupa el quinto lugar a nivel nacional en términos de su diversidad biológica (CONABIO 2007). En particular, Michoacán concentra el 17.5% de las especies de reptiles presentes en el país. Esto incluye 13 especies endémicas al estado (Alvarado-Díaz et al. 2013). Desafortunadamente, esta gran biodiversidad se encuentra severamente amenazada principalmente por la destrucción y degradación de los hábitats por el impacto humano.

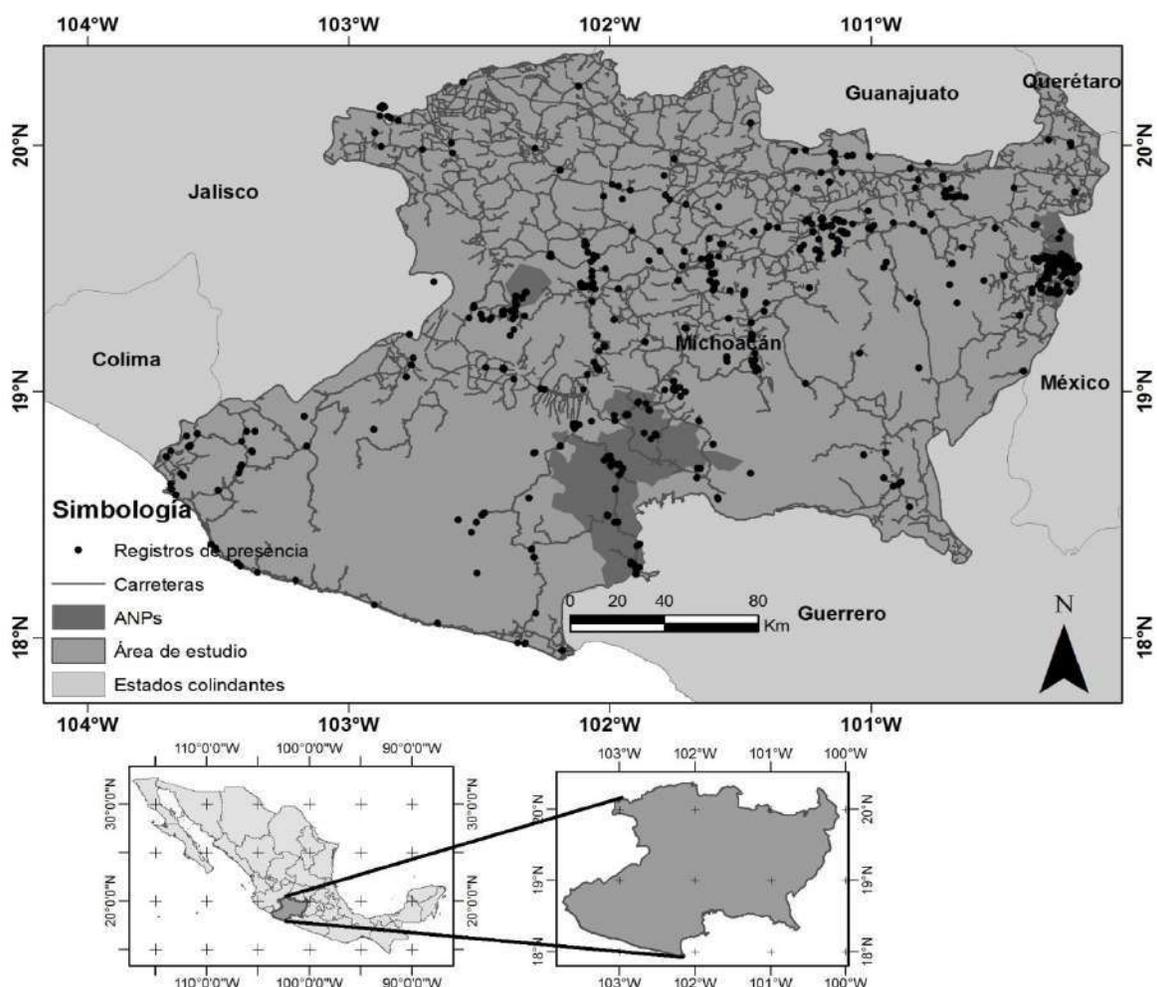


Figura 1. Se muestra la ubicación de las ANPs federales, carreteras y el total de registros georreferenciados para todas las especies.

3.2. Base de datos de registros de presencia de reptiles

Se recopiló una base de datos de registros de presencia de especies de reptiles para el estado de Michoacán. Los registros provinieron de dos fuentes principales: la base de datos del Laboratorio de Herpetología del INIRENA-UMSNH y las colecciones agrupadas en el Sistema Nacional de Información Biológica (SNIB) de la CONABIO. Estos registros se sometieron a un proceso de verificación para asegurar que su información fuera correcta (p.ej., identidad taxonómica y georreferencia). Este proceso se detalla en el capítulo 1. En total se acumuló información para 71 de las 168 especies de reptiles que se existen en Michoacán.

3.3 Recopilación de capas de información utilizadas en el análisis espacial

Se descargaron 19 variables ambientales del sitio web WorldClim (<http://www.worldclim.org/>, versión 1.4, Hijmans et al. 2005). Estas capas describen, con una resolución de 1km², distintos aspectos de la variación en temperatura y precipitación a partir de información obtenida de estaciones climatológicas durante el período 1950-2000. Además de este mismo sitio se descargó una capa con información de altitud con la misma resolución. Del sitio web de la CONANP (conanp.org.mx) se descargaron los polígonos correspondientes a los límites de las ANPs presentes en el estado, tanto federales como municipales (CONANP 2010). Del mapa de ANPs se extrajeron los tres polígonos correspondientes a las ANPs federales más extensas en el estado (Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca, Parque Nacional Pico de Tancítaro y Reserva de la Biosfera Zicuirán-Infiernillo). Se obtuvieron los mapas de carreteras escala 1:50 000 INEGI. Se obtuvo además el mapa de ecorregiones del estado de acuerdo a la WWF (Dinerstein et al. 1995, Olson et al. 2001: Disponibles desde <http://www.worldwildlife.org/science/ecoregions.cfm>).

3.4 Selección de variables ambientales utilizadas en los modelos de distribución

Las 19 variables ambientales se derivan de mediciones que presentan un alto grado de correlación. Por lo anterior se siguió el método propuesto por York et al. (2009) para reducir el número de variables utilizadas en la modelación. En este proceso se incluyó también a la variable altitud. El método propuesto por York et al. (2009) consiste en realizar una serie de modelaciones iniciales que incluyen el total de variables ambientales, con el fin de detectar y posteriormente descartar las variables que contribuyen con menos del 1% al poder predictivo del modelo. Posteriormente, se realiza un análisis de correlación de las variables restantes para identificar aquellas altamente asociadas ($\geq 80\%$). En los pares de variables altamente correlacionados, se descarta la variable que contribuye en menor medida al poder predictivo del modelo. El análisis de correlación de las variables ambientales se realizó con el programa ENMTools1.3 (<http://enmtools.blogspot.mx/>). En las modelaciones finales se recuperaron algunas de las variables descartadas por el método de York et al. (2009) cuando éstas eran señaladas como relevantes para la interpretación de los resultados por los expertos en la ecología de la fauna de reptiles. Al final las variables seleccionadas fueron: Altitud, variación de temperatura diurna promedio (bio2), estacionalidad de la temperatura (bio4), precipitación del mes más seco (bio14), estacionalidad de la precipitación (bio15), precipitación del trimestre más cálido (bio18) y precipitación del trimestre más frío (bio19).

3.5 Incorporación del sesgo en la colecta de registros en el proceso de modelación

Se ha observado que una característica común de los registros de presencia de especies es que presenten un sesgo hacia una mayor disponibilidad de registros en zonas que por alguna razón han sido muestreadas más intensivamente. Con el fin de intentar incorporar este sesgo en el proceso de modelación se analizó en

primera instancia el patrón de distribución de registros en función de la presencia de carreteras y ANPs (ver Apéndice 1).

3.6 Modelación de áreas de hábitat más apropiado para las especies de reptiles

Utilizando los registros de presencia y las variables ambientales seleccionadas se realizaron las modelaciones en el programa MaxEnt. Las especies fueron divididas en dos grupos de acuerdo al número de registros disponibles para cada una de ellas. El primer grupo estuvo constituido por especies que tenían por lo menos 9 registros. El segundo grupo constó de las especies que tuvieron entre 4 y 8 registros. Para las modelaciones con las especies del primer grupo, se utilizaron las siete variables ambientales seleccionadas. En el segundo grupo, se utilizaron sólo cuatro variables (se descartaron las tres variables que de acuerdo al criterio experto eran más difíciles de interpretar en el contexto del estudio).

Para la evaluación del poder predictivo de los modelos, se utilizó el método de validación cruzada. En este método, una proporción constante de los datos de presencia se utiliza para validar las predicciones del modelo, este proceso se repite hasta que todos los puntos de presencia son utilizados en la validación. Se utilizaron 4 validaciones por modelo lo que equivalió a utilizar el 25% de los registros en cada caso. Como resultado de este proceso se obtuvo un mapa promedio mostrando los distintos valores de idoneidad del hábitat y el valor correspondiente de área bajo la curva (AUC) que permite medir el desempeño predictivo del modelo. En el caso de las especies con pocos registros, este método resultó en un enfoque similar al sugerido por Pearson et al. (2007) en donde la capacidad predictiva del modelo se mide excluyendo alternativamente un registro de presencia. Para corroborar, se realizó el análisis de la ROC parcial siguiendo el método propuesto por Narayani Barve (2008).

3.7 Estimación de la distribución del hábitat para especies con menos de 4 registros.

Con el fin de obtener una estimación del área de hábitat apropiado para las especies que contaban con menos de 4 registros se exploró en primera instancia obtener los polígonos mínimos convexos. Sin embargo, este procedimiento tendió a sobreestimar las áreas de hábitat apropiado de acuerdo a la opinión de los expertos. Por esta razón se procedió de manera alternativa a crear un buffer alrededor de cada registro con un radio de 5 km. El área total abarcada con estos buffers para cada especie se tomó como el área de hábitat apropiado.

3.8 Identificación de áreas prioritarias para la conservación de especies de reptiles

Utilizando el programa ArcMap se reclasificaron los mapas de distribución de las especies. Para esta reclasificación se utilizaron 5 intervalos de acuerdo a la probabilidad presente en cada celda de presentar similitud con las características ambientales asociadas a los registros de presencia. Los intervalos son: 1) 0-0.1, 2) 0.1-0.3, 3) 0.3-0.5, 4) 0.5-0.7 y 5) 0.7-1. La categoría que incluye el hábitat que en principio puede resultar más adecuada para las especies es la 5. Esta clase se definió como hábitat apropiado. Para identificar áreas que pudieran resultar prioritarias para la conservación del grupo, se hizo la superposición de los mapas que describían la ubicación de las áreas de hábitat categoría 5 para todas las especies. A esta superposición de mapas se agregaron los buffers correspondientes a las especies con menos de 4 registros. Se definió como área de coincidencia a la porción del área de estudio donde por lo menos una especie presentó área de hábitat apropiado (clase 5).

3.9 Área prioritaria contenida en ANPs.

Utilizando el mapa de ANPs se calculó el porcentaje de área prioritaria incluido dentro de los límites de las ANPs.

4. RESULTADOS

4.1. Modelación de áreas de distribución.

Se hizo la modelación para 58 especies de las 71 para las cuales se colectó información. Nueve especies se descartaron porque no fue posible obtener con certeza la ubicación de área de hábitat altamente apropiado. Asimismo, cuatro modelos más se descartaron porque el área de hábitat más apropiado que resultó fue extremadamente reducida o porque su ubicación contrastaba fuertemente con lo que permite suponer el criterio experto. De los 58 modelos obtenidos, el 19% corresponde con especies que están dentro de alguna categoría de riesgo de acuerdo con la IUCN, mientras que el 55% tiene su equivalente en la NOM-059 (Alvarado et al. 2013). El valor promedio de AUC para los modelos realizados con 9 o más registros fue 0.83. El valor promedio de AUC para los modelos con 4 a 8 registros fue 0.80.

4.2. Identificación de áreas prioritarias y grado de protección del hábitat más apropiado de los reptiles.

En general, el 27% del territorio en el estado corresponde a áreas de coincidencia para los reptiles. La mayor parte (82%) del área de coincidencia presenta una baja coincidencia de áreas de hábitat apropiado (máximo 4). La proporción de extensión disminuye drásticamente a medida que se conjugan áreas de hábitat apropiado. Por otra parte, se observó que la relación entre la superficie de área de observada y el número de áreas de hábitat apropiado que coincidían en ella, era inversamente proporcional (Fig.2). Es importante señalar que aún cuando el total de las especies modeladas son endémicas al país, se requiere de la identificación de sitios con una alta coincidencia de especies para ser considerados como prioritarios para la conservación del grupo.

Por lo anterior, se identificaron tres ecorregiones que resaltan por el número de especies incluidas en el área prioritaria que contienen. La primera de ellas es

la Ecorregión denominada Bosque de Pino-Encino del Cinturón Volcánico Trans-Mexicano donde se desarrolla la más alta coincidencia de especies (16 a 21) especies. La segunda, denominada Bosque seco de Jalisco, presentó áreas con una alta coincidencia de especies (12); sin embargo, no presentó áreas de coincidencia tan elevada como las encontradas en la ecorregión primeramente mencionada.

La tercer ecorregión denominada Manglares del Noreste del Pacífico Mesoamericano, presenta una concentración media de especies (10) compartiendo hábitat; sin embargo, a diferencia de las dos ecorregiones mencionadas anteriormente, los Manglares presentan un mínimo de 5 modelos de hábitat apropiado que comparten área prioritaria en contraste con las amplias zonas donde solo existe hábitat apropiado para 1 especie. Otro punto destacable de ésta eco-región, es que la totalidad de su superficie comprende área prioritaria para las especies que existen en ella. Este último resultado contrasta con el resto de las ecorregiones donde el porcentaje de área de coincidencia más abundante corresponde al hábitat para una sola especie y la mayor extensión de territorio no presenta área de coincidencia entre áreas de hábitat apropiado (ver Apéndice 2).

Con respecto a las ANPs, las áreas de más alta coincidencia presentaron parte de su superficie contenida en dos de las tres ANPs utilizadas (Mariposa-Monarca y Tancítaro). En general, el 11% del área prioritaria en el estado se encuentra protegida por algún ANP. Del porcentaje anterior, sólo el 18% presenta una media-alta coincidencia de áreas de hábitat apropiado, mientras que la más alta coincidencia corresponde al 10% del área que se encuentra protegida (Fig. 3). Las ANPs existentes contienen en promedio un 24% del hábitat apropiado del total de especies modeladas. Sin embargo la moda se ubicó alrededor del 10% (Fig. 4)

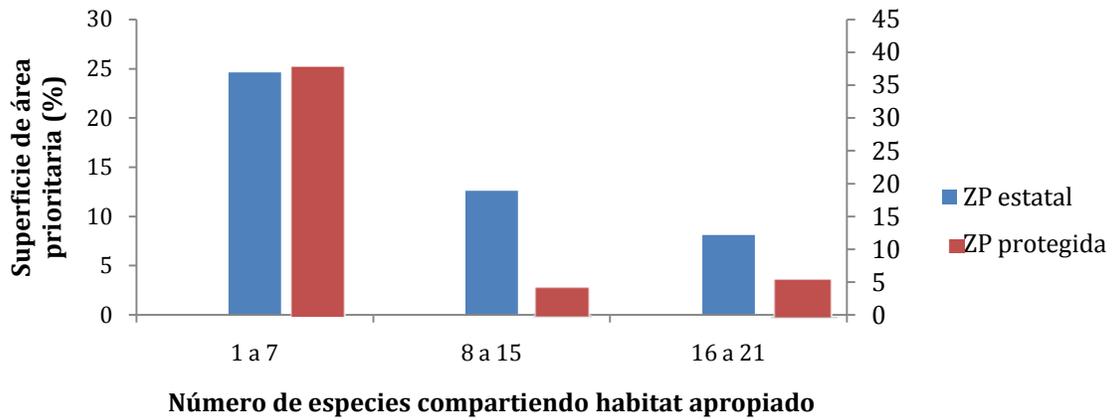


Figura 2. Comparación del porcentaje de superficie de área prioritaria en el estado y en las ANPs. Las barras azules muestran el porcentaje de área prioritaria en el estado. Las barras en rojo muestran el porcentaje de área prioritaria que se encuentra en las ANPs.

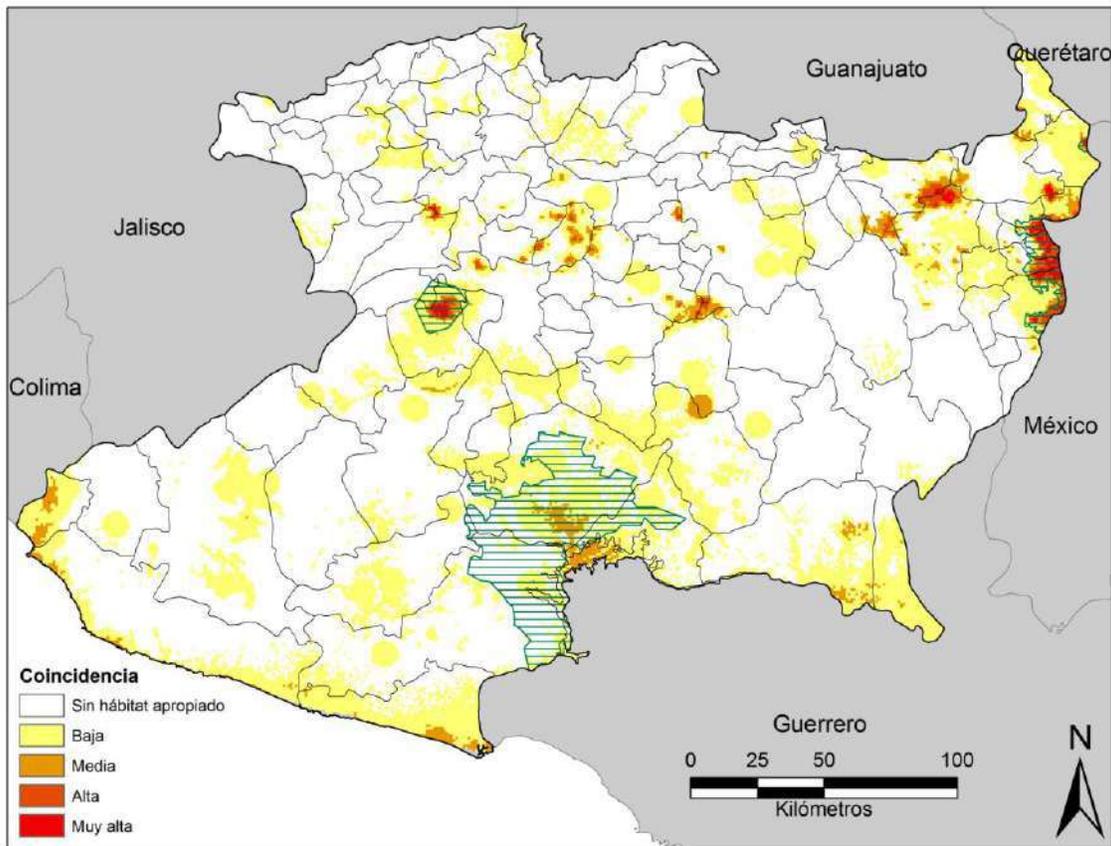


Figura 3. Mapa de áreas de coincidencia para las especies de reptiles en Michoacán. Se muestra la división política municipal y las ANPs federales (rosa) en el estado.

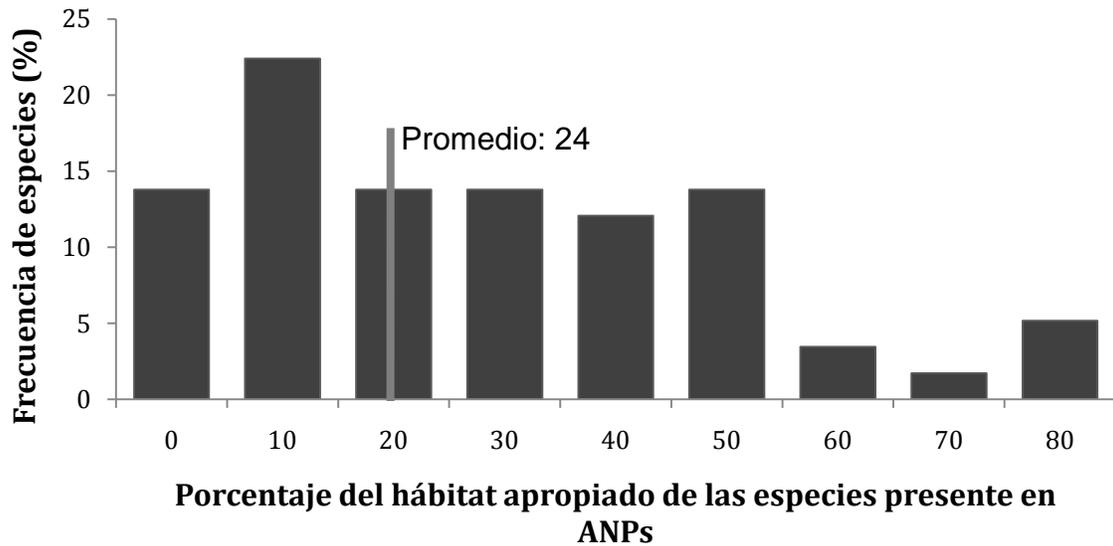


Figura 4. Frecuencias en los porcentajes de área prioritaria observados por especie.

5. DISCUSIÓN

Dentro del proceso de modelación se encontró que para un número importante de especies, el número de registros disponibles fue bajo. Aún así, las especies con un número relativamente alto de registros presentaron características que pudieron afectar su representatividad (p. ej. sesgos al momento de su colecta). Este tipo de problemas son comunes en las bases de datos de presencia de especies (Navarro et al. 2003). Con el fin de tratar de compensar por el efecto de estas características en la base de datos, se utilizaron una serie de técnicas que incluyeron el uso de una capa de sesgo, filtrado de los registros y selección de variables climáticas incorporadas al análisis. Asimismo, se hizo especial énfasis en contrastar de manera continua los resultados obtenidos del modelado con el criterio de los expertos. Este proceso permitió obtener modelos para un número relativamente alto de las especies presentes en el estado (48%).

En la literatura, los modelos pueden elaborarse mediante dos alternativas. La primera y la más común es que al modelar varias especies se utilizan un conjunto común de variables bioclimáticas (p.ej. Urbina-Cardona y Flores-Villela, 2010 y Paredes-García et al. en 2001). La segunda y menos común es que para cada especie se haga una selección particular de variables climáticas de acuerdo al conocimiento previo sobre las especies (p.ej. York et al. 2011; Mendoza et al. 2003). Este estudio utilizó un conjunto de variables basado en que hay ciertas condiciones ambientales que favorecen la presencia de los reptiles en general ya que, por una parte, son un grupo fuertemente adaptado a los climas secos y cálidos en una gran mayoría de sus representantes (Lillywhite & Maderson 1982, Bradshaw 1987, Packard & Packard 1988, Pianka 1986). Por otro lado, permite una simplificación metodológica, ya que hacer una selección de variables por especie requiere de conocimiento detallado que muchas veces no existe, además de que requiere mayor tiempo en su construcción. La selección de variables supone un asunto que requiere mayor atención en el futuro ya que puede abrir una avenida de investigación muy interesante. En especial si se combina con estudios especializados a nivel fisiológico que permitan identificar con mayor detalle el espectro de tolerancia a las variaciones en temperatura y precipitación de cada especie. Esta información puede entonces utilizarse para realizar una selección específica de las variables ambientales.

Los análisis realizados se restringieron a las áreas que los modelos identifican como las más semejantes, en términos climáticos, a los sitios en donde existe evidencia de la presencia de las especies (registros). Esto tuvo como fin reducir el riesgo de incorporar en los análisis áreas donde el hábitat no sea óptimo para la presencia de las especies.

Este estudio compone un primer acercamiento a identificar las áreas con alto potencial para la conservación de reptiles en Michoacán. Este tipo de esfuerzos son de particular relevancia en México, ya nuestro país es uno de los que realiza

mayor investigación sobre anfibios y reptiles (Urbina-Cardona 2008). Sin embargo, muy poca de esta información se concreta en acciones de conservación (Ceballos et al. 2009).

De acuerdo con Ceballos et al. (2009), cerca del 61% de las especies de reptiles a nivel nacional se encuentran representadas dentro de ANPs, muy por debajo en comparación con aves (93%) y mamíferos (76%). En contraste, los resultados del presente estudio indican que de las 168 spp que habitan el estado, sólo el 36% presentó áreas de distribución potencial dentro de ANPs y para la mayoría de ellas (80%) dichas áreas corresponden a menos del 50% del hábitat apropiado. Esto sugiere que la representación de hábitat apropiado para un número de especies de reptiles en las ANPs en Michoacán puede ser baja en comparación con el encontrado a nivel nacional para este mismo grupo y aun más cuando se compara con otros grupos. Sin embargo, este fuerte contraste puede deberse, por lo menos en parte, a diferencias en la metodología utilizada para identificar las áreas de hábitat apropiado en comparación a lo que Ceballos et al. Presentan.

Este estudio muestra que hay zonas en particular del estado donde coincide el hábitat apropiado para un mayor número de especies. Una de estas zonas es la Franja Neovolcánica. Este resultado es consistente con otros estudios que identifican dicha región como un área de importancia en términos de la riqueza de especies de reptiles y anfibios (Ochoa-Ochoa y Flores-Villela 2006). Las ANPs presentes en la Franja Neovolcánica protegen una porción importante (60%) del área de coincidencia de hábitat apropiado para las especies de reptiles. Sin embargo, existen áreas que se localizan en la vecindad de estas reservas y que por lo tanto carecen de protección. Sería importante analizar la posibilidad de usar estas áreas como corredores biológicos para conectar las áreas naturales existentes.

Existen otras regiones que resultan importantes según este análisis en términos de la coincidencia de áreas de hábitat apropiado de las especies. Estas regiones, si bien cuentan con un menor número de áreas de hábitat apropiado, eso no disminuye su importancia para la conservación global en el estado ya que existe una gran diferenciación a nivel de la composición de especies con respecto a las encontradas en otras regiones del mismo estado. Para favorecer la conservación de la diversidad de especies de reptiles en el estado, es necesario no solo tomar el criterio de riqueza de especies sino también el de complementariedad.

Resulta interesante que al comparar las áreas de alta coincidencia de especies identificadas en este estudio con las áreas definidas como más importantes para la conservación por Velázquez-Montes et al. (2005) se encuentran una alta coincidencia en la localización de los polígonos. Esto resulta interesante ya que en Velázquez-Montes et al. (2005) se utiliza una metodología distinta, con un mayor número de atributos que involucra tanto criterios ecológicos como sociales.

6. CONCLUSIÓN

Aunque los modelos de distribución de especies tienen ciertas limitantes presentan una alta capacidad para predecir áreas de hábitat apropiado para las especies de reptiles en Michoacán. Dichas áreas de hábitat apropiado mostraron que existen zonas en el estado donde un número relativamente alto de especies comparten sus hábitats apropiados. Estas zonas además coinciden con otros estudios para identificar sitios de alta prioridad para la conservación de la biodiversidad en el estado. Aún cuando las ANPs actualmente decretadas incluyen un número importante de especies de reptiles, es importante considerar el efecto que el cambio climático pudiera tener sobre la distribución de dichas especies. Por tanto, es importante considerar como una prioridad la creación de corredores biológicos entre las ANPs con el fin de permitir el desplazamiento de las especies

a través de zonas seguras que además amortigüen el efecto de aislamiento que el deterioro de las zonas aledañas a las reservas producen.

7. AGRADECIMIENTOS

Este capítulo se desarrolló bajo la guía de los profesores Eduardo Mendoza, Ileri Suazo Ortuño y Javier Alvarado Díaz. Para la revisión de los modelos obtenidos se contó con la ayuda del pas. de biól. Arturo Jonatán Torres y el Biol. Oscar Medina. Se agradece al Programa Institucional de Maestría en Ciencias Biológicas de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo y al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por su apoyo para la realización de este estudio.

8. LITERATURA CITADA

- Alvarado-Díaz J., Suazo-Ortuño I., Wilson L.D., Medina-Aguilar O. 2013. **Patterns of physiographic distribution and conservation status of the herpetofauna of Michoacán, Mexico.** *Amphibian & Reptile Conservation* 7(1): 128–170.
- Bradshaw S.D. 1987. **Ecophysiology of Desert Reptiles.** *Academic Press, Sydney.*
- Carroll C., W. J. Zielinski y R. F. Noss. 1999. **Using presence absence data to build and test spatial habitat models for the fisher in the Klamath Region, U.S.A.** *Conservation Biology*, 13: 1344-1359. CONABIO. 1999. *Ecorregiones de México. Escala 1:1 000 000.* México, D.F.
- Cayuela L., D. J. Golicher, A. C. Newton, M. Kolb, F. S. De Albuquerque, E. J. M. M. Arets, J. R. M. Alkemade y A. M. Pérez. 2009. **Species distribution modeling in the tropics: problems, potentialities, and the role of biological data for effective species conservation.** *Tropical Conservation Science Vol. 2 (3): 319-352.* Disponible desde [www.tropicalconservation.org]

- Ceballos, G., E. Díaz Pardo, H. Espinosa, O. Flores Villela, A. García, L. Martínez, E. Martínez Meyer, A. Navarro, L. Ochoa, I. Salazar, G. Santos Barrera. 2009. **Zonas críticas y de alto riesgo para la conservación de la biodiversidad de México.** *En Capital natural de México, vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio. Conabio, Mexico, pp. 575-600.*
- CONANP (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas). 2010. **Áreas Naturales Protegidas Federales de México y Áreas Destinadas Voluntariamente a la Conservación. Morelia, Michoacán.** <http://www.conanp.gob.mx/sig/informacion/info.htm>; última consulta: 02.II.2011.
- Cowley M.J.R., R. J. Wilson, J. L. León-Cortés, D. C. Gutiérrez, R. Bulman y C. D. Thomas. 2000. **Habitat-based statistical models for predicting the spatial distribution of butterflies and day-flying moths in a fragmented landscape.** *J. Appl. Ecol.*, 37: 60-72.
- De Siqueira M.F., G. Durigan, P. De Marco Jr., A. TownsendPeterson. 2009. **Something from nothing: Using landscape similarity and ecological niche modeling to find rare plant species.** *Journal for Nature Conservation.* Doi:10.1016/j.jnc.2008.11.001
- Dinerstein E., D.M. Olson, D.J. Graham, A.L. Webster, S.A. Primm, M.P. Bookbinder, G. Ledec. 1995. **A Conservation Assessment of the Terrestrial Ecoregions of Latin America and the Caribbean.** *The World Bank and the World Wildlife Fund Publication, Washington, DC.*
- Dirzo R. y P. H. Raven. 2003. **Global state of biodiversity and loss.** *Annual Review of the Environment and Resources*, 28: 137-167.
- Dudley N, D Gilmour and J.-P. Jeanrenaud (eds). 1996. **Forests for life: the WWF/ IUCN forest policy book.** *Gland: WWF and IUCN.* 62
- Elith J. y Graham, C. H., 2009. **Do they? How do they? Why do they differ?—on finding reasons for differing performances of species distribution models.** *Forum piece of ecograph.*

- Freedman A.H., W. Buermann, M. Lebreton, L. Chirio y T.B. Smith. 2008. **Modeling the effects of anthropogenic habitat change on savanna snake invasions into African rainforest.** *Conservation Biology* 23(1): 81-92
- Hijmans R. J., S. E. Cameron, J. L. Parra, P. G. Jones, and A. Jarvis. 2005. **Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas.** *International Journal of Climatology* 25:1965–1978.
- Lillywhite H.B., F.A. Maderson. 1982. Skin structure and permeability. In: Gans, C., Pough, F.H. (eds.): **Biology of the Reptilia.** *Physiology C. Physiological Ecology.* Acad. Press, New York, pp. 397-442.
- Lobo J.M., A. Jiménez-Valverde, J. Hortal. 2010. **The uncertain nature of absences and their importance in species distribution modeling.** *Ecography*, 33:103-114. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1600-0587.2009.06039.x>
- Manel L., Brooks T. M. y Pimm S.L. 1999. **Relative risk of extinction of passerine birds on continents and islands.** *Nature*, 399: 258-261.
- Mendoza E., T. L. Fuller, H. A. Thomassen, W. Buermann, D. Ramírez-Mejía y T.B. Smith. 2013. **An assessment of the effectiveness of the Mesoamerican Biological Corridor for protecting potential Baird's tapir (*Tapirus bairdii*) habitat in southern Mexico.** *Integrative Zoology* 2013; 8: 35–47
- Narayani Barve (2008), **Tool for Partial-ROC.** *Biodiversity Institute, Lawrence, KS, ver 1.0.*
- Navarro S. A. G., A. Townsend Peterson, Y. J. Nakazawa U. e Iván Liebig-Fossas. 2003. **Colecciones biológicas, modelaje de nichos ecológicos y los estudios de la biodiversidad. Una perspectiva latinoamericana de la biogeografía,** J. Morrone y J. Llorente B.(eds.). *Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad/Universidad Nacional Autónoma de México, México, DF*, 115-122.
- Ochoa, L. M. O. y Villela, O. A. F. 2006. **Áreas de diversidad y endemismo de la herpetofauna mexicana.** *UNAM.*

- Olson, D.M., E. Dinerstein, E.D. Wikramanayake, N.D. Burgess, G.V.N. Powell, E. C. Underwood, J.A. D' Amico, I. Itoua, H.E. Strand, J.C. Morrison, C.J. Loucks, T.F. Allnutt, T.H. Ricketts, Y. Kura, J.F. Lamoreux, W.W. Wettengel, P. Hedao, K.R. Kassem. 2001. **Terrestrial ecoregions of the world: a new map of life on earth.** *Bioscience* 51, 933–938.
- Packard G.C., M.J. Packard. 1988. **The physiological ecology of reptilian eggs and embryos.** In: Gans, C., Huey, R.B. (Eds.): *Biology of the Reptilia*. Vol. 16. Ecology B. Defense and Life History. *Alan Liss, New York*, pp. 523-605.
- Paredes-García D. M., A. Ramírez-Bautista y M.A. Martínez-Morales. 2011. **Distribución y representatividad de las especies del género *Crotalus* en las áreas naturales protegidas de México.** *Revista mexicana de biodiversidad*, 82(2), 689-700.
- Pawar S., M.S. Koo, C. Kelley, M.F. Ahmed, S. Chaudhuri, S. Sarkar. 2007. **Conservation assessment and prioritization of areas in Northeast India: Priorities for amphibians and reptiles.** *Biological Conservation* 136:346-361
- Pearson R.G., C. J. Raxworthy, M. Nakamura y A. Townsend Peterson. 2007. **Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar.** *Journal of Biogeography (J. Biogeogr.)* (2007) 34, 102–117
- Pearson R.G., Dawson T.P. 2003. **Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimatic envelope models useful?.** *Global Ecology and Biogeography*, 12, 361–371.
- Pianka E.R. 1986. **Ecology and Natural History of Desert Lizards.** *Princeton Univ. Press, Princeton*, 208 pp.
- Primmack R., R. Rozzi, P. Feinsinger, R. Dirzo, F. Massardo. 2001. **Fundamentos de Conservación biológica: Perspectivas latinoamericanas.** *México: Fondo de Cultura Económica*
- Rinnhofer L.J., N. Roura-Pascual, W. Arthofer, T. Dejaco, B. Thaler-Knoflach, G. A. Wachter, E. Christian, F.M. Steiner y B.C. Schlick-Steiner. 2012. **Iterative**

- species distribution modeling and ground validation in endemism research: an Alpine jumping bristletail example.** *Biodiversity Conservation* 21:2845-2863.
- Urbina-Cardona, J. N. 2008. **Conservation of neotropical herpetofauna: research trends and challenges.** *Tropical Conservation Science Vol. 1(4):359-375, 2008*
- Urbina-Cardona, J. N., & Flores-Villela, O. S. C. A. R. 2010. **Ecological Niche Modeling and Prioritization of Conservation Area Networks for Mexican Herpetofauna.** *Conservation Biology, 24(4), 1031-1041.*
- Velázquez A., N. Sosa, J. A. Navarrete y A. Torres. 2005. **Bases para la conformación del Sistema de Áreas de Conservación del estado de Michoacán.** *Programa de conservación para el Estado de Michoacán 2003–2008. Secretaria de Urbanismo y Medio Ambiente, Morelia.*
- Warren D. L., Glor, R. E. y Turelli, M. 2009. **ENMTools: a toolbox for comparative studies of environmental niche models.** *Ecography* 33: ?_? (Versión 1.3). Disponible desde [<http://purl.oclc.org/enmtools/>]
- WWF (World Wide Fund for Nature). **Ecorregiones, Mapas G200.** Disponible desde [http://wwf.panda.org/about_our_earth/ecoregions/maps/]
- York P., P. Evangelista, S. Kumar, J. Graham, C. Flather y T. Stohlgren. 2011. **A habitat overlap analysis derived from MaxEnt for Tamarisk and the South-western Willow Flycatcher.** *Front. Earth Sci. 5(2): 120-129.*
- Young B.E., I. Franke, P.A. Hernandez, S. K. Herzog, L. Paniagua, C. Tovar y T. Valqui. 2009. **Using spatial models to predict areas of endemism and gaps in the protection of Andean slope birds.** *The Auk* 126(3): 554-565

Apéndice 1.

Capa de sesgo

Para estimar la magnitud del sesgo existente en relación a la presencia de ANPs se dividió el estado en subprovincias fisiográficas de acuerdo con Correa (2009). Se seleccionaron 10 especies que tuvieran un número de registros relativamente alto en por lo menos alguna de estas subprovincias. Se cuantificó dentro de cada subprovincia el número de registros ubicados dentro y fuera de ANPs. El cociente del número de registros dentro y fuera por especie se utilizó como medida del sesgo.

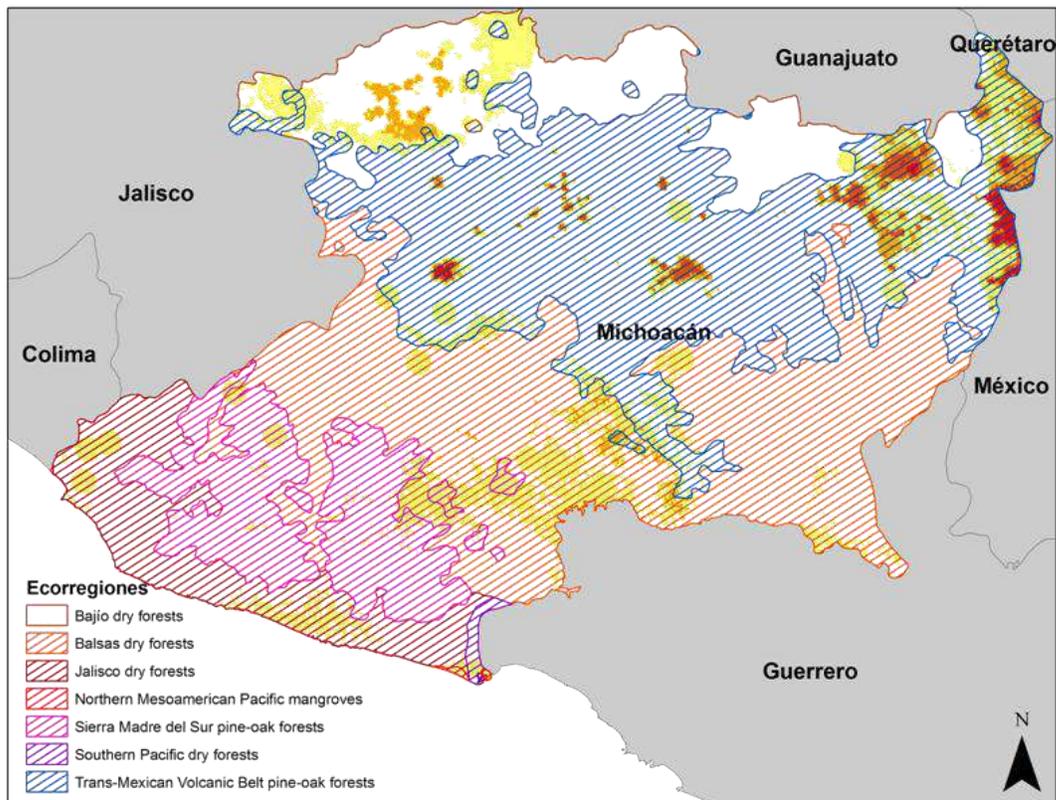
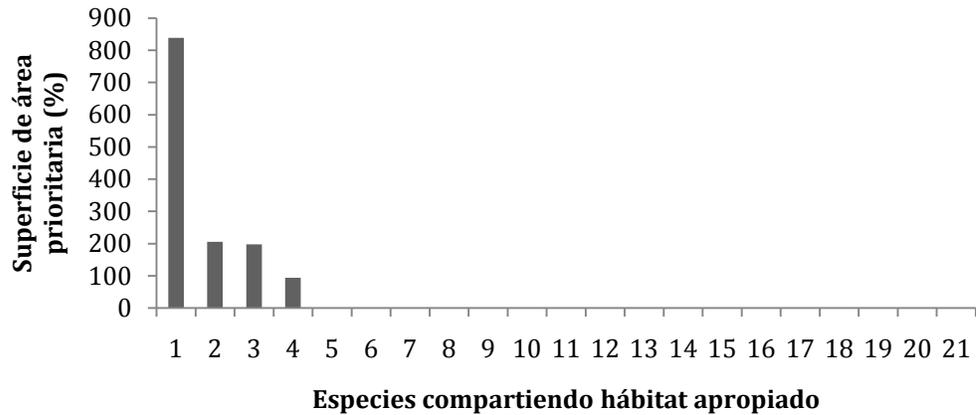
Adicionalmente, se crearon buffers consecutivos de 500 m de distancia a partir de las carreteras pavimentadas utilizando el programa ArcMap. Se obtuvo el número de registros localizados en cada uno de estos buffers y con esta información se calculó la densidad de registros a distancias cada vez mayores de los caminos. Este resultado se utilizó como medida de sesgo

A partir de las estimaciones de sesgo obtenidas del análisis de la localización de registros en relación a carreteras y ANPs, se creó una capa de información (en formato raster). Este raster de sesgo, le da un valor relativamente alto a las zonas que fueron muestreadas con mayor intensidad y un valor relativamente bajo a las zonas donde el muestreo fue menos intenso.

Apéndice 2.

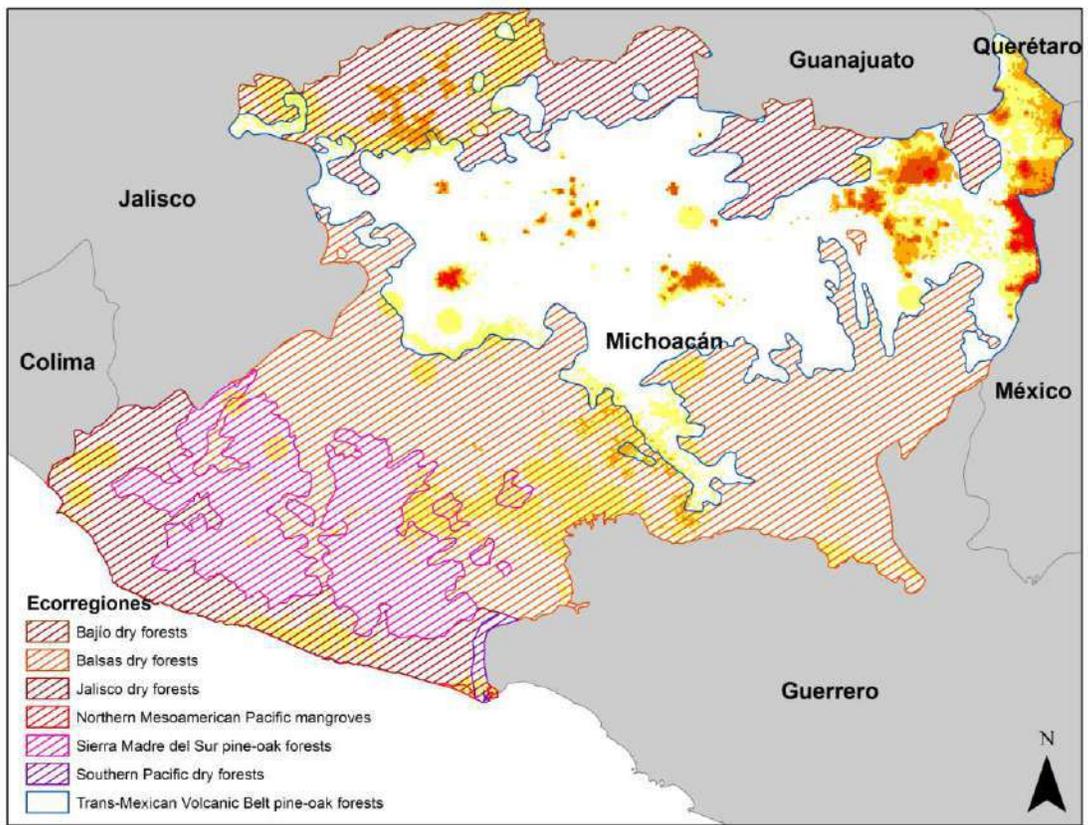
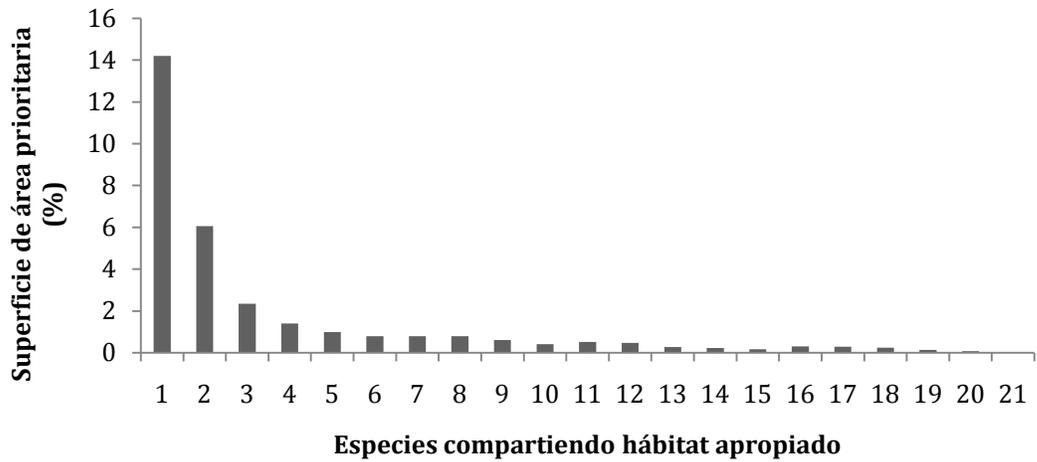
Distribución de las áreas prioritarias en las ecorregiones en el estado de acuerdo a la WWF

Bosques Secos del Bajío



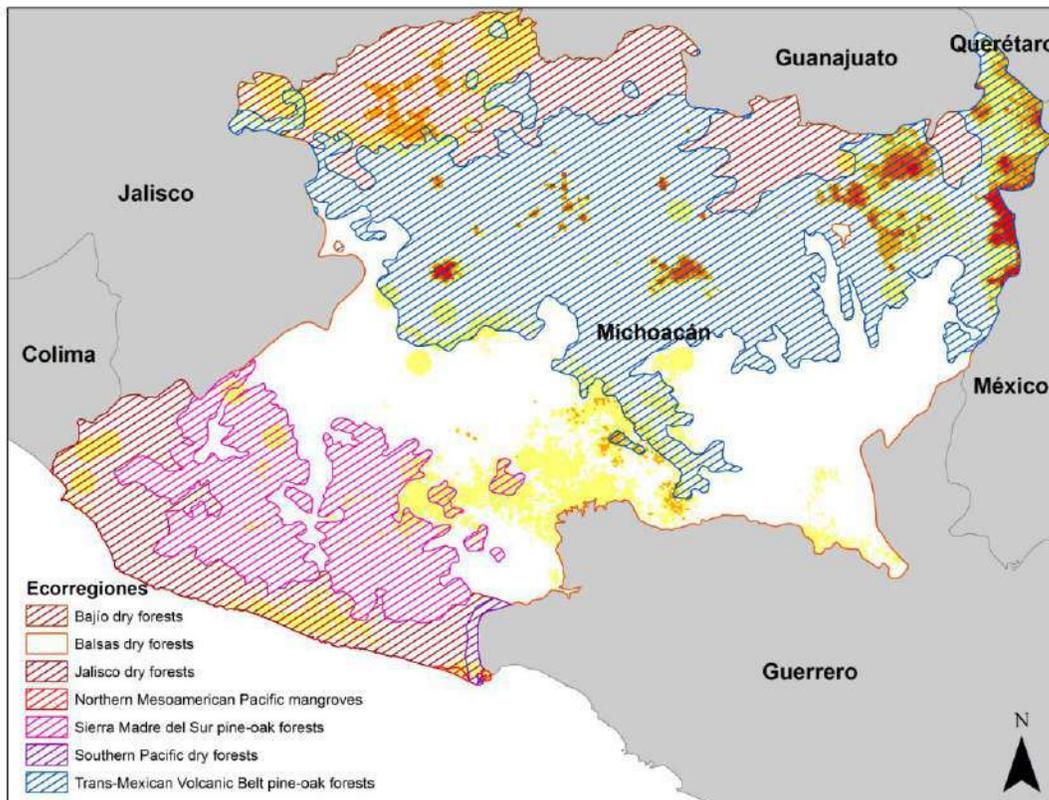
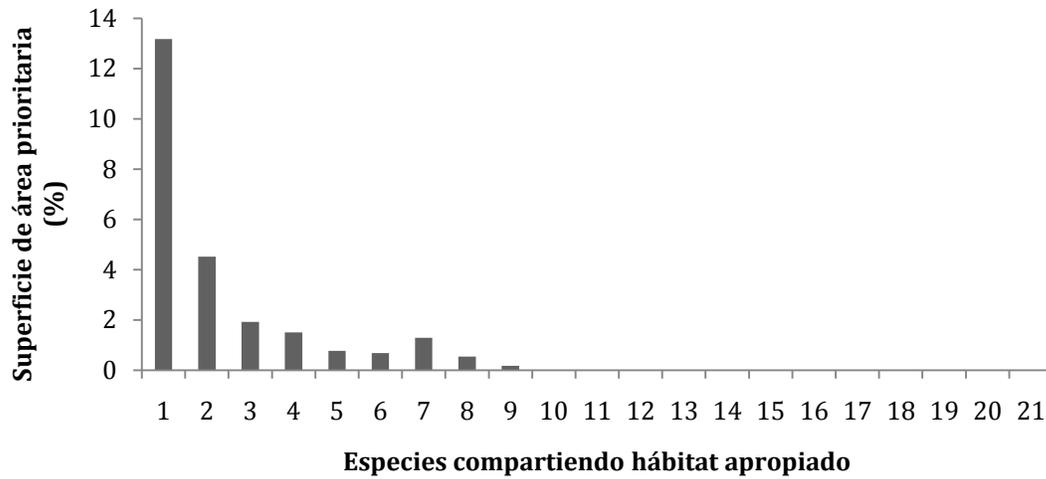
Ubicación geográfica de la ecorregión en el estado. Se muestra el área correspondiente a la ecorregión sin achurado

Bosques de Pino-Encino del Cinturón Volcánico Trans-Mexicano



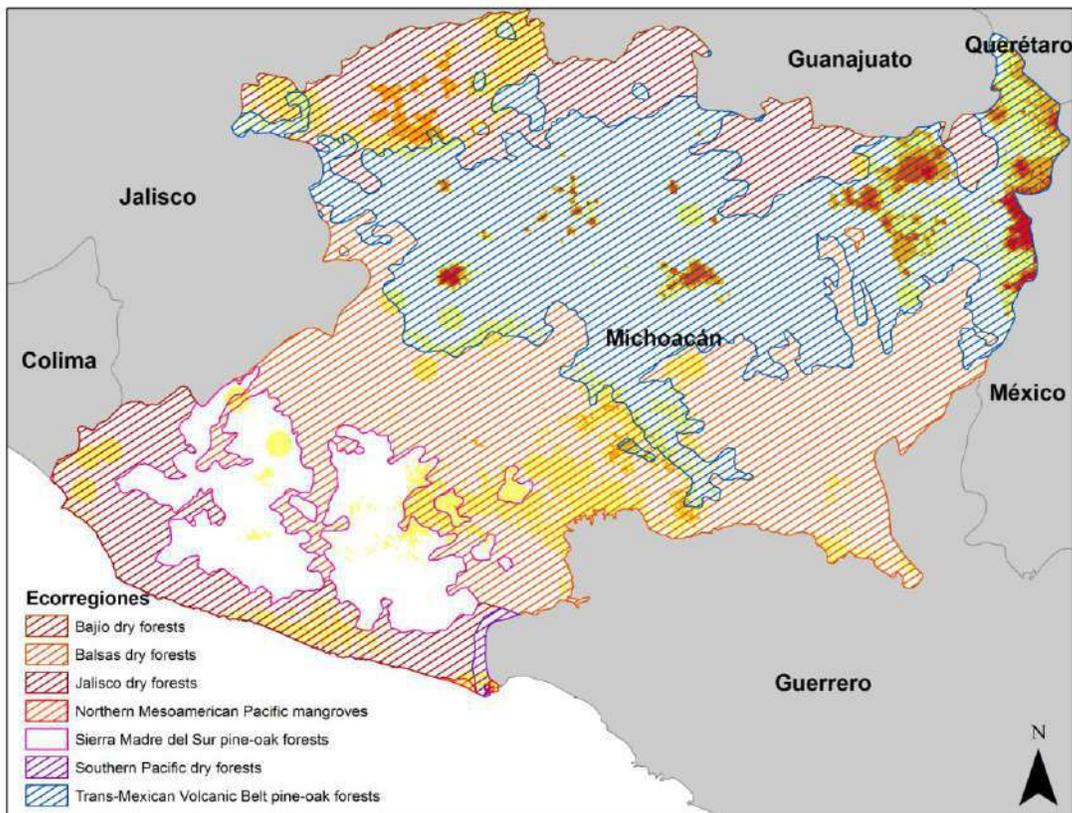
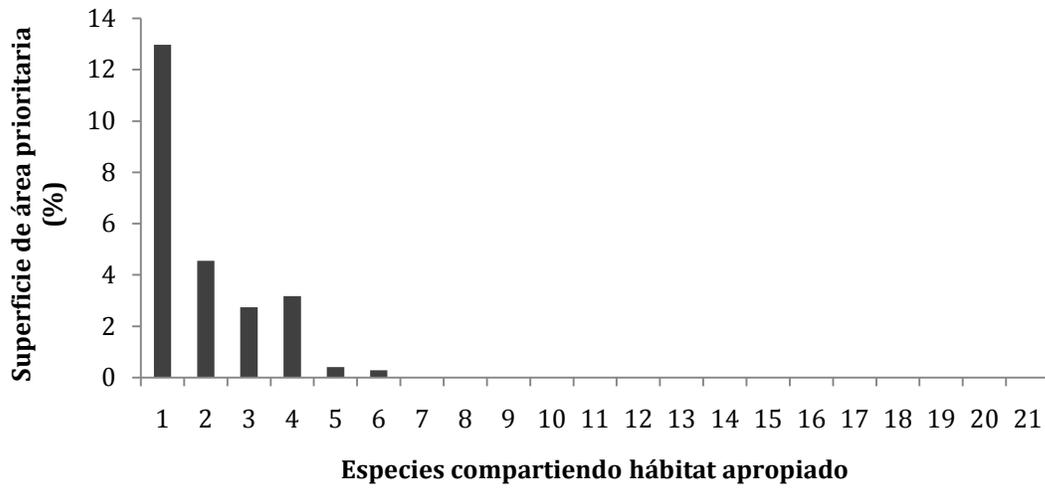
Ubicación geográfica de la ecorregión en el estado. Se muestra el área correspondiente a la ecorregión sin achurado

Bosque seco del Balsas



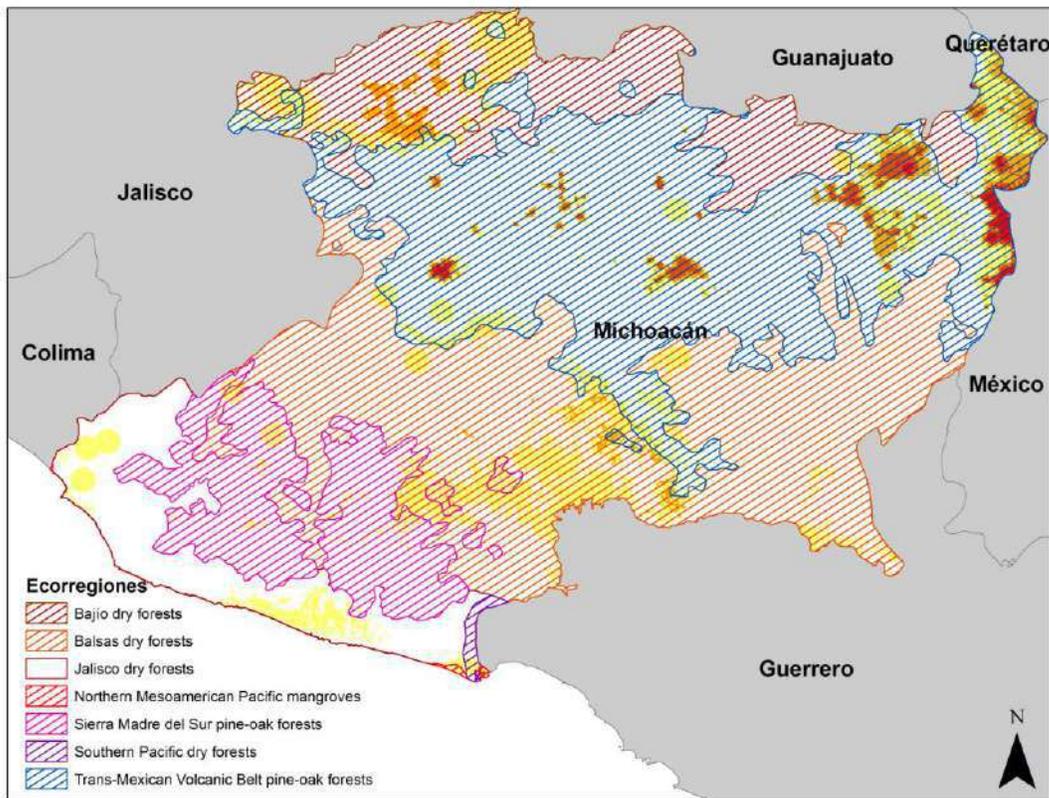
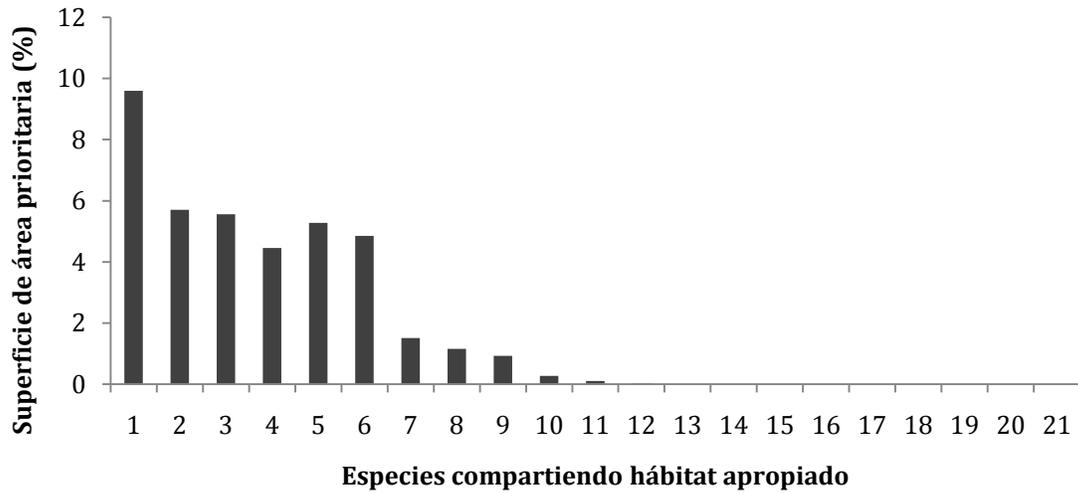
Ubicación geográfica de la ecorregión en el estado. Se muestra el área correspondiente a la ecorregión sin achurado

Bosques de Pino-Encino de la Sierra Madre del Sur



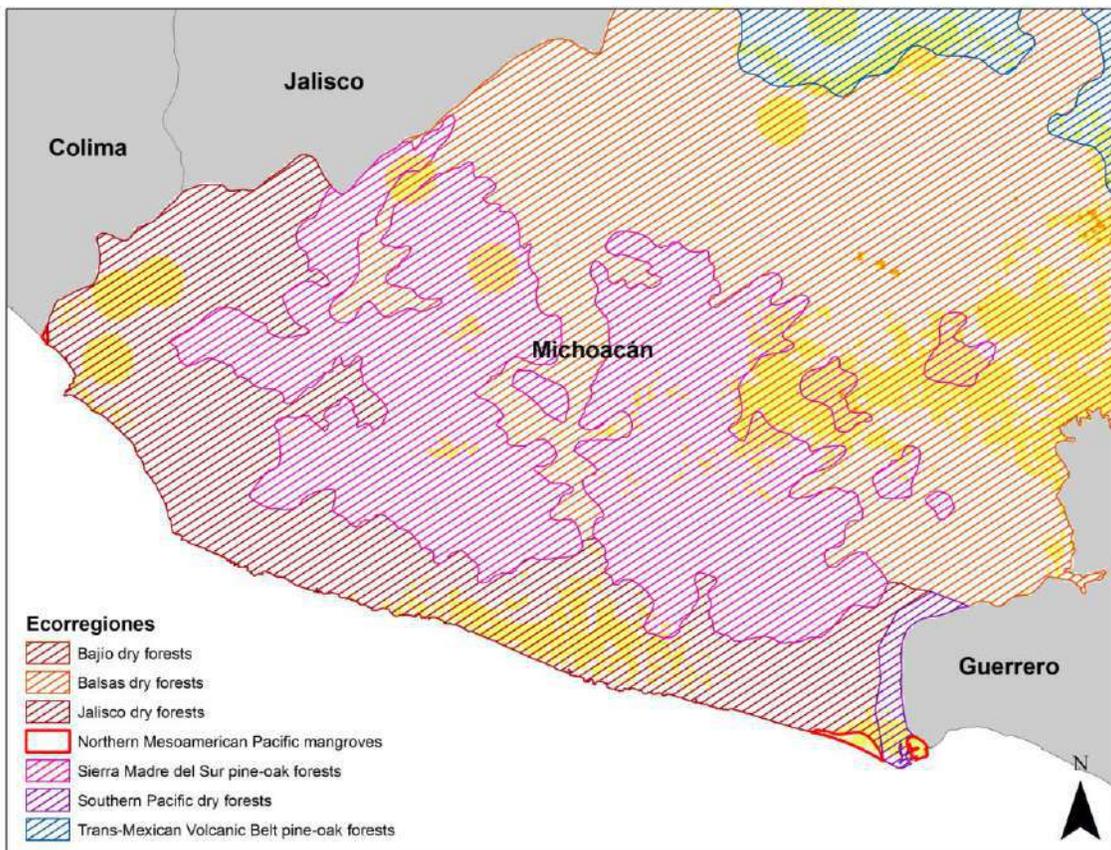
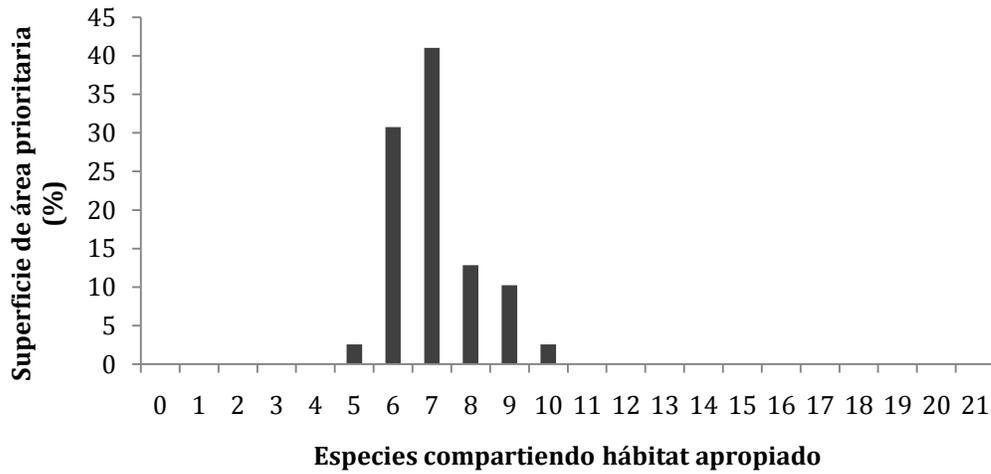
Ubicación geográfica de la ecorregión en el estado. Se muestra el área correspondiente a la ecorregión sin achurado

Bosques secos de Jalisco



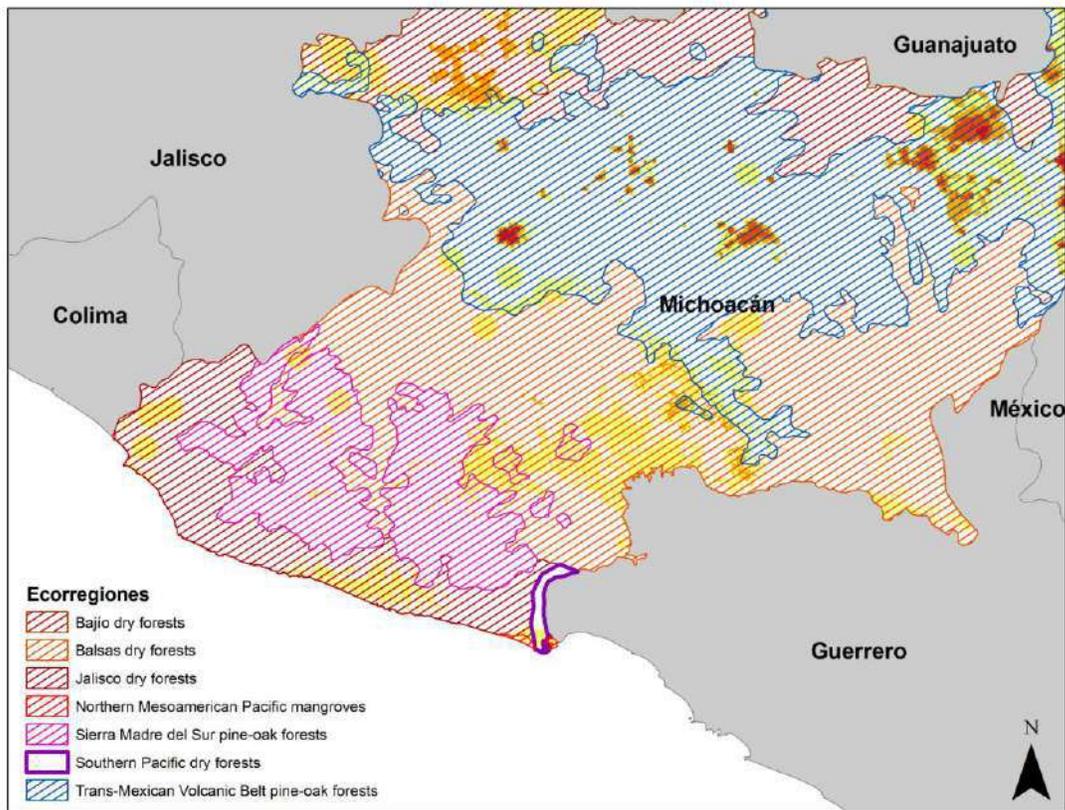
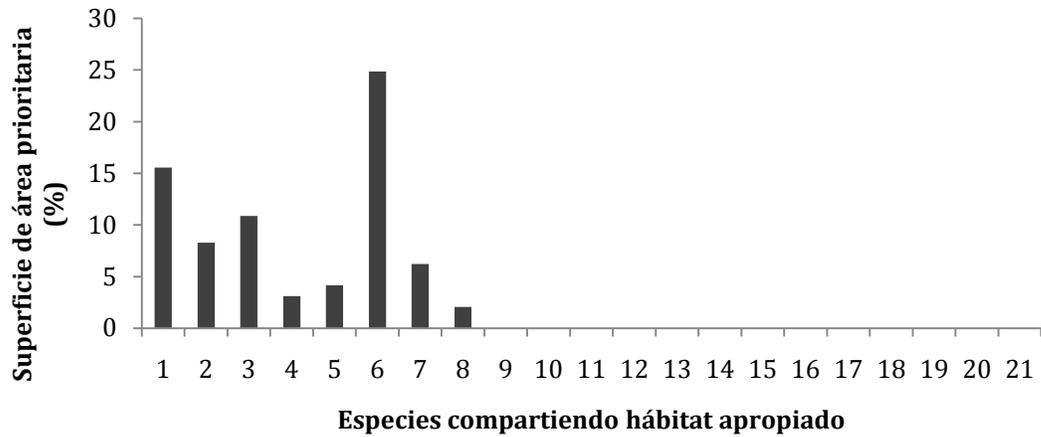
Ubicación geográfica de la ecorregión en el estado. Se muestra el área correspondiente a la ecorregión sin achurado

Manglares del Pacífico Noreste Mesoamericano



Ubicación geográfica de la ecorregión en el estado. Se muestra el área correspondiente a la ecorregión sin achurado

Bosques Secos del Pacífico Sureste



Ubicación geográfica de la ecorregión en el estado. Se muestra el área correspondiente a la ecorregión sin achurado

CAPÍTULO 3

ANÁLISIS DEL IMPACTO DEL CAMBIO CLIMÁTICO SOBRE EL HÁBITAT APROPIADO PARA LAS ESPECIES DE REPTILES EN MICHOACÁN

1. RESUMEN

En décadas recientes, se han sugerido fuertes declives en las poblaciones de reptiles que pudieran ser resultado del impacto del cambio climático en los ecosistemas. Los reptiles constituyen un grupo que por su ecología y fisiología tienen una respuesta muy clara a la variación en atributos ambientales tales como el clima, por lo que pueden ser buenos sujetos de estudio en términos del análisis de impacto que el cambio climático puede tener sobre su distribución. En el presente capítulo, se evalúa el impacto potencial del cambio climático sobre los patrones de distribución del hábitat apropiado para las especies de reptiles en Michoacán. Se realizaron las modelaciones y proyecciones utilizando el algoritmo MaxEnt, registros de presencia para 58 especies de reptiles, 7 variables climáticas y una capa de sesgo. Se realizó la comparación de los modelos proyectados para el año 2050, bajo los escenarios A2 (del modelo CCC) y B1 (del modelo GFD), con los modelos obtenidos para el presente (2013). Los modelos proyectados indican que, para la mayoría de las especies (60%), se esperarían reducciones mínimas en la extensión de sus áreas de hábitat apropiado (4%) y la durabilidad de sus áreas actuales de hábitat apropiado hasta en un 100%. Sin embargo, a pesar de las ampliaciones en extensión de estas áreas, se observó que la proporción de superficie protegida por las ANPs actualmente decretadas disminuyó considerablemente. Como resultado del cambio climático se espera que las especies migren hacia latitudes y altitudes más elevadas y aunque para el grupo de los reptiles, las variaciones en temperatura y precipitación pudieran parecer favorables en un primer acercamiento, el análisis detallado de la capacidad de dispersión del grupo en general, así como la disponibilidad de factores bióticos y abióticos disponibles en las nuevas áreas proyectadas en los escenarios, indican que el grupo podría encontrarse en una situación muy desfavorable.

Palabras clave: Cambio climático, reptiles, hábitat climático apropiado.

1a. ABSTRACT

In recent decades, it has been suggested that the sharp declines in populations of reptiles, could be a result of the impact of climate change on ecosystems. Reptiles are a group whose ecology and physiology, have a very clear response to variation in environmental attributes such as the weather. Therefore, they can be good subjects of study in terms of analyzing the impact that climate change may have on their distribution. In this chapter, the potential impact of climate change on the distribution patterns of suitable habitat for species of reptiles in Michoacán is evaluated. The modeling and projections were made using the MaxEnt algorithm. Additionally, presence records for 58 species of reptiles, seven climatic variables and a bias layer. Comparisons of the models projected for 2050 under the A2 scenario (CCC model) and B1 (GFD model), with the models obtained for the present (2013) were performed. Projected models indicate that, for most species (60%), minimal reductions would be expected in extending their areas of suitable habitat (4%) and the durability of current areas of suitable habitat by up to 100 %. However, despite the increases in size of these areas, it was observed that the proportion of area covered by now enacted NPAs diminished considerably. As a result of climate change, it is expected for the species to migrate to higher latitudes and altitudes, and although for reptiles, variations in temperature and precipitation may seem favorable on a first approximation, detailed analysis of the dispersion capacity of the group in general as well as the availability of biotic and abiotic factors in the projected new areas, indicate that the group would be in a very unfavorable situation.

Keywords: Climate change, reptiles, suitable climate habitat.

2. INTRODUCCION

En la actualidad, y de acuerdo a un extenso consenso, se considera al cambio climático como un factor de amenaza notable en contra de los ecosistemas, ya que, por una parte, se espera modificará de manera significativa los patrones de temperatura y precipitación en el globo durante las próximas décadas (IPCC 2007). Esta evidencia ha sido recabada por el Panel Internacional sobre Cambio Climático (IPCC) quien más tarde ha presentado una serie de posibles variaciones de la temperatura y precipitación en el planeta llamadas escenarios de cambio. Entre los escenarios más optimistas, se pronostica un aumento de poco menos del 2% en la temperatura global en comparación con las condiciones actuales (Rebelo et al. 2010). En contraste, los escenarios más pesimistas predicen un aumento de la temperatura anual de hasta 6.7° C en algunas zonas del hemisferio norte del planeta (IPCC 2007). Ejemplos de esta notable variación son la temperatura en los ecosistemas montañosos tales como los bosques tropicales y subtropicales de coníferas la cual se modifica a una velocidad relativamente lenta debido al efecto de la topografía (0.42 km/año^{-1}). Situación similar en los bosques templados de coníferas (0.08 km/año^{-1}) y pastizales montañosos (0.11 km/año^{-1}). En contraste, la temperatura se modifica a un ritmo mayor en los humedales (1.26 km/año^{-1}), manglares (0.95 km/año^{-1}) y desiertos (0.71 km/año^{-1}). En el caso de los patrones de precipitación, el IPCC pronostica modificaciones a nivel mundial para el periodo 2090-2099 que pueden representar una variación de hasta un 20% con respecto al periodo 1980-1999. Así, se espera que las regiones tropicales estén entre las más afectadas por estos cambios. Como consecuencia de la amplia variación pronosticada, se espera que estos cambios afecten con distinta intensidad diferentes ecosistemas.

La modificación del clima tiene un claro potencial para afectar directa o indirectamente a la biodiversidad y las funciones de los ecosistemas (Bravo-Cadena et al. 2011). Desde la década de los 70s se ha recopilado evidencia que

indica que las variaciones en temperatura y precipitación, que se derivan del cambio climático resultante de las actividades humanas, están teniendo un efecto deletéreo en las poblaciones de diferentes organismos (Wyman 1992). Por ejemplo, se ha documentado de manera reciente el desplazamiento de poblaciones de distintas especies hacia regiones más septentrionales o de mayor altitud que originalmente no formaban parte de su ámbito de distribución (Root y Schneider 2002). Se predice que, como resultado de este proceso de desplazamiento de sus áreas de distribución, las poblaciones de estas especies pueden sufrir fragmentación e incluso extinción local (Rebelo et al. 2010). En términos generales, se estima que entre el 15% y 37% de todas las especies terrestres están en riesgo de extinguirse para el año 2050 como consecuencia de los impactos derivados del cambio climático (Thomas et al. 2004). Por otra parte, dados estos patrones de cambio, se predice que sólo el 8% de las áreas protegidas a nivel global lograrán mantener su clima actual sin cambios significativos por un periodo mayor a 100 años (Loarie et al. 2009).

Algunas especies son más susceptibles a experimentar el impacto del cambio climático que otras. Un buen ejemplo lo constituyen los reptiles, ya que son un grupo fuertemente adaptado a condiciones de baja humedad y climas secos (Packard y Packard 1988, Pianka 1986) que sin embargo, han presentado fuertes declives en sus poblaciones tanto en amplitud taxonómica como en alcance geográfico de acuerdo a estudios recientes (Gibbons et al. 2000). Constituyen un grupo que por su ecología y fisiología tienen una respuesta muy clara a la variación en atributos ambientales tales como el clima, por lo que se considera al cambio climático como una de las hipótesis postuladas para explicar los declives observados en sus poblaciones (Alford y Richards 1999, Gibbons et al. 2000, Kiesecker et al. 2001, Carey y Alexander 2003, Collins y Storfer 2003, Corn 2005). Por lo anterior, los reptiles pueden ser buenos sujetos de estudio en términos del análisis de impacto que el cambio climático puede tener sobre su distribución.

Dada la gran amenaza que el cambio climático, y su interacción con otras perturbaciones antropogénicas, representa para la conservación de la biodiversidad, resulta una prioridad realizar investigación dirigida a evaluar la vulnerabilidad que las especies nativas y ecosistemas tienen a estos efectos en distintas regiones del planeta (Crossman et al. 2011). Una herramienta que ha demostrado ser útil para examinar los impactos del cambio climático sobre la biodiversidad es el modelado de distribución de especies (MDEs) (Franklin 2009, Bravo-Cadena et al. 2011, Araújo et al. 2005).

Los MDEs se han utilizado tanto para estimar los cambios esperados en la distribución de especies, resultantes de distintos escenarios de cambio climático (Berry et al. 2006, Heikkinen et al. 2010), como para analizar los cambios en la distribución de especies que son introducidas a nuevas regiones (especies exóticas) (Thomas et al. 2004, Hijmans y Graham 2006, Crossman et al. 2011). Si bien existe discusión sobre la precisión de las estimaciones generadas por estos modelos, existe un consenso en términos de su utilidad para identificar posibles patrones generales de cambio (Pearson et al. 2007, Bravo-Cadena et al. 2011, Crossman et al. 2011).

En el presente trabajo, se realizó una primera aproximación para conocer el impacto del cambio climático sobre las áreas de hábitat climáticamente apropiado para las especies de reptiles de reptiles de una región de alta diversidad de la costa oeste de México, particularmente en el estado de Michoacán, mediante el uso de modelos de distribución potencial bajo dos escenarios de cambio climático contrastantes (A2 y B1). Las proyecciones realizadas son estimaciones para la década de 2050. Mediante la comparación de los modelos proyectados en el futuro y modelos en presente, se estima el aumento o disminución del área de hábitat apropiado esperado bajo ambos escenarios.

En particular, se abordan las siguientes preguntas: a) ¿cuál es el impacto potencial del cambio climático esperado para el año 2050 sobre los patrones de distribución de las especies de reptiles presentes en el área de estudio; b) ¿cómo puede afectar el cambio climático la distribución de áreas de coincidencia (p.ej., áreas con hábitat altamente apropiado para por lo menos una especie) para la conservación de especies de reptiles en el área de estudio y c) ¿cuál va a ser el impacto del cambio climático sobre la proporción de área prioritaria para la conservación de reptiles contenida en las áreas naturales protegidas actualmente existentes en el área de estudio?. Para abordar estas preguntas se utiliza una combinación de información de campo, bases de datos y la aplicación de una variedad de técnicas de análisis especial

3. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1. Área de Estudio

Este estudio se centra en el estado de Michoacán, que destaca dentro de la región de la costa occidente de México por su alta diversidad de herpetofauna en general, y de reptiles en particular. En Michoacán están presentes 168 (20%) de las 864 especies de reptiles registradas en el país. Esta diversidad incluye a 13 especies endémicas y 73 amenazadas (CONABIO 2007).

3.2. Recopilación de base de datos de registros de presencia de reptiles

Se utilizaron registros de presencia para 58 de las 168 especies de reptiles descritas en el estado de Michoacán. Los procesos de depuración y análisis de estos registros se detallan en el capítulo 1. La selección de las 58 especies basada en el número de registros obtenidos se describe en capítulo 2.

3.3. Variables ambientales utilizadas en los modelos de distribución

Se descargaron del sitio web WorldClim (<http://worldclim.org>), dos conjuntos de 6 variables bioclimáticas proyectadas para el año 2050. Estas variables fueron: Variación de temperatura diurna promedio (bio2), estacionalidad de la temperatura (bio4), precipitación del mes más seco (bio14), estacionalidad de la precipitación (bio15), precipitación del trimestre más cálido (bio18) y precipitación del trimestre más frío (bio19). Se seleccionaron estas variables para coincidir con las variables bioclimáticas utilizadas al modelar la distribución presente de las especies de reptiles evaluadas (Capítulo 2).

Las variables bioclimáticas futuras corresponden a las predicciones generadas a partir de los Modelos de Circulación Global (GCM), elaborados por el Centro Canadiense del Clima (CCC) y el Instituto de Geofísica y Dinámica de Fluidos (GFD) de los Estados Unidos (IPCC 2007). De los modelos aplicados por el CCC, se seleccionó el escenario A2 que se considera “pesimista”, ya que supone que no habrá un cambio en la actitud económica, política y social del país. También sugiere que los avances hacia tecnologías “ambientalmente amigables” ocurrirán de manera muy lenta y que la cantidad de habitantes continuará aumentando de la misma manera que lo ha hecho.

Asimismo, del modelo desarrollado por el GFD, se seleccionó el modelo B1 considerado “optimista” por considerar un cambio drástico en la estructura socioeconómica del país. Este modelo supone una reducción importante en las emisiones de gases de efecto invernadero, debido al uso de tecnologías “ambientalmente amigables” en favor de las usadas en la actualidad. Propone además un cambio cultural reflejado en el uso eficaz de los recursos, un control en el crecimiento de la población y una situación económica prometedora. (IPCC 2007).

De esta manera, el uso de estos dos escenarios de cambio permite abarcar un espectro amplio en el posible impacto del cambio climático sobre la distribución de especies (Villers-Ruíz y Trejo-Vázquez 1998, Rebelo et al. 2010, Sáenz-Romero 2010, Urbina-Cardona et al. 2011).

3.4. Elaboración de modelos de distribución futura de especies de reptiles

Para generar los modelos futuros de distribución de las especies se utilizó el programa MaxEnt. La metodología se describe en detalle en el Capítulo 2, sin embargo se identifican dos diferencias fundamentales en la metodología del presente capítulo. La primera consiste en la elaboración de los modelos futuros de manera simultánea para 2013 y 2050. Se utilizan las variables bioclimáticas de ambos períodos para cada especie y escenario proyectado (A2 y B1). En estas modelaciones se incluyó la variable altitud. La segunda diferencia fue la exclusión de las especies con menos de 4 registros. El poder predictivo de los modelos se evaluó mediante el método de validación cruzada descrito en detalle en el Capítulo 2.

Como resultado de este proceso se obtuvo un mapa promedio mostrando los distintos valores de idoneidad del hábitat y el valor correspondiente de área bajo la curva (AUC) que permite medir el desempeño predictivo del modelo. En el caso de las especies con pocos registros (4 a 8), este método resultó en un enfoque similar al sugerido por Pearson et al.. (2007) en donde la capacidad predictiva del modelo se mide excluyendo alternativamente un registro de presencia.

3.5. Cambios generales en temperatura y precipitación en Michoacán para los escenarios climáticos A2 y B1 para 2050 con respecto al presente

Se utilizaron las variables bioclimáticas bio1 (temperatura promedio anual) y bio12 (precipitación promedio anual) actuales y proyectadas para el año 2050 de los

escenarios B1 y A2. A cada variable bioclimática proyectada para 2050 se le restó la variable correspondiente actual en ArcMap. Esto permitió identificar las regiones del área de estudio que presentaran cambios, así como la magnitud y distribución de los mismos para ambas variables considerando los distintos escenarios de cambio climático proyectados para la región.

La proyección utilizada en este estudio para el caso del escenario A2, predice un aumento general de temperatura en todo el estado. Este aumento se producirá marcadamente hacia el norte donde se presenta un aumento mínimo de alrededor de 2.3°C con respecto al promedio de temperatura anual en el área costera, con un aumento gradual de hasta 2.7°C en el norte/noreste del estado. Por otra parte, el promedio de precipitación anual es relativamente variable. Se predicen aumentos ligeros con hasta 48mm en zonas de la región costera del estado, así como ausencia de cambios en la precipitación anual para las zonas localizadas entre la Depresión del Balsas y la Sierra Madre del Sur. Para el resto de las regiones en el estado y la región NE cercana al centro del país, la precipitación anual disminuirá gradualmente hasta presentar un déficit cercano a los 269 mm de precipitación. Estos datos se calculan con respecto a la precipitación actual (Figs. 1 y 2).

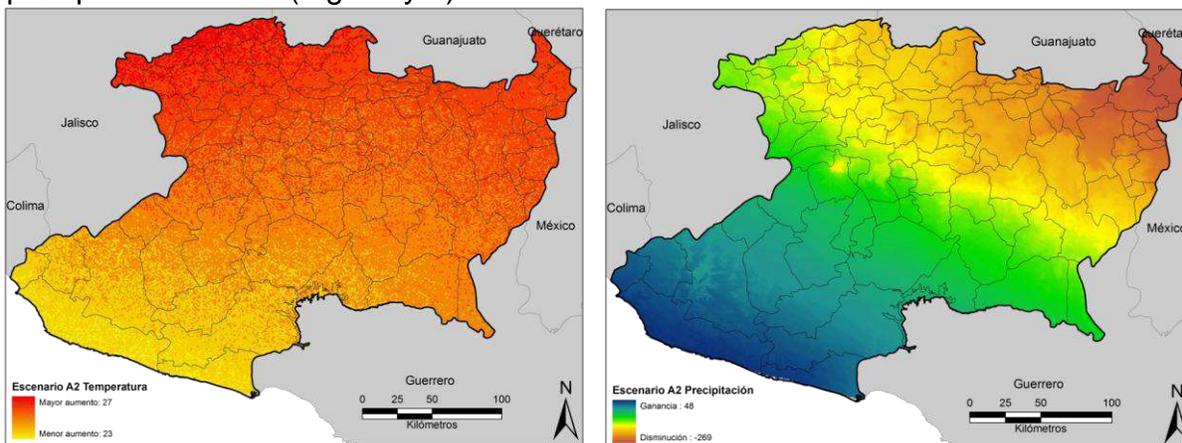


Figura 1 (izq.). Cambios esperados en temperatura promedio anual en el estado considerando el escenario A2.

Figura 2 (der.). Cambios esperados en precipitación promedio anual en el estado considerando el escenario A2.

En el caso del escenario B1, se predice un aumento de entre 1.5°C en el suroeste del estado, aumentando gradualmente hasta llegar a 1.9°C en la región noreste. No se esperan disminuciones en el promedio de temperatura anual. Para el caso de la precipitación, se predice una ligera disminución en la región costera del estado de hasta 25 mm. Esta disminución se acentúa hacia el Norte/ Noreste del estado con un déficit de hasta 139 mm con respecto a la precipitación promedio anual en el presente.

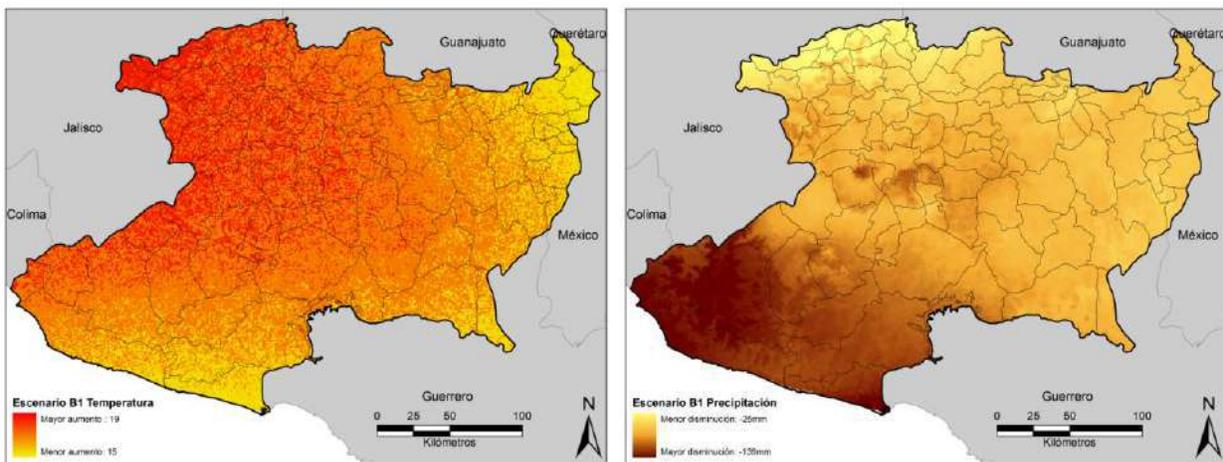


Figura 3 (izq.). Cambios esperados en temperatura promedio anual en el estado considerando el escenario B1.

Figura 4 (der.). Cambios esperados en precipitación promedio anual en el estado considerando el escenario B1.

3.6. Identificación de áreas de hábitat apropiado para las especies de reptiles en el año 2050

Utilizando el programa ArcMap se reclasificaron los mapas de distribución de las especies proyectados en ambos escenarios (A2 y B1). Para esta reclasificación se utilizaron 5 intervalos: 1) 0-0.1, 2) 0.1-0.3, 3) 0.3-0.5, 4) 0.5-0.7 y 5) 0.7-1. La categoría que incluye el hábitat que en principio puede resultar más adecuada para las especies es la 5. Con el fin de analizar la magnitud del cambio, se calculó la proporción en la que el hábitat apropiado actual de cada especie aumenta o disminuye de acuerdo a los escenarios climáticos A2 y B1. Además, se calculó el

grado de traslape entre el área apropiada actual de cada especie y su área apropiada en el futuro de acuerdo a los dos escenarios climáticos.

3.7. Impacto potencial del cambio climático sobre la cantidad de área de coincidencia de la herpetofauna de acuerdo a los modelos de cambio A2 y B1

Para identificar áreas que presenten una alta coincidencia en las áreas de hábitat apropiado para un elevado número de especies, se hizo la superposición de los mapas que describían la ubicación de las áreas de hábitat apropiado (categorías 5) para todas las especies. Posteriormente, se comparó el área de coincidencia protegida para 2050 con el área de coincidencia protegida en 2013 (Capítulo 2) utilizando el programa ArcMap.

4. RESULTADOS

4.1. Identificación de áreas prioritarias para la conservación de especies de reptiles para el año 2050

Ambos escenarios de cambio mostraron patrones muy similares. Bajo cualquiera de los dos escenarios analizados, se esperaba que la extensión de las áreas de hábitat apropiado identificadas en el 2013, se redujera en un máximo de 4% para el 60% de los modelos en el caso del escenario A2 y el 55% para el escenario B1. En contraste, los modelos restantes indicaron un aumento en la extensión de las áreas de hábitat apropiado. Para el caso del escenario B1, el aumento varió entre el 1% y el 39%; mientras que en el caso del escenario A2 la variación fue de entre 1% y 20%. (Fig. 5).

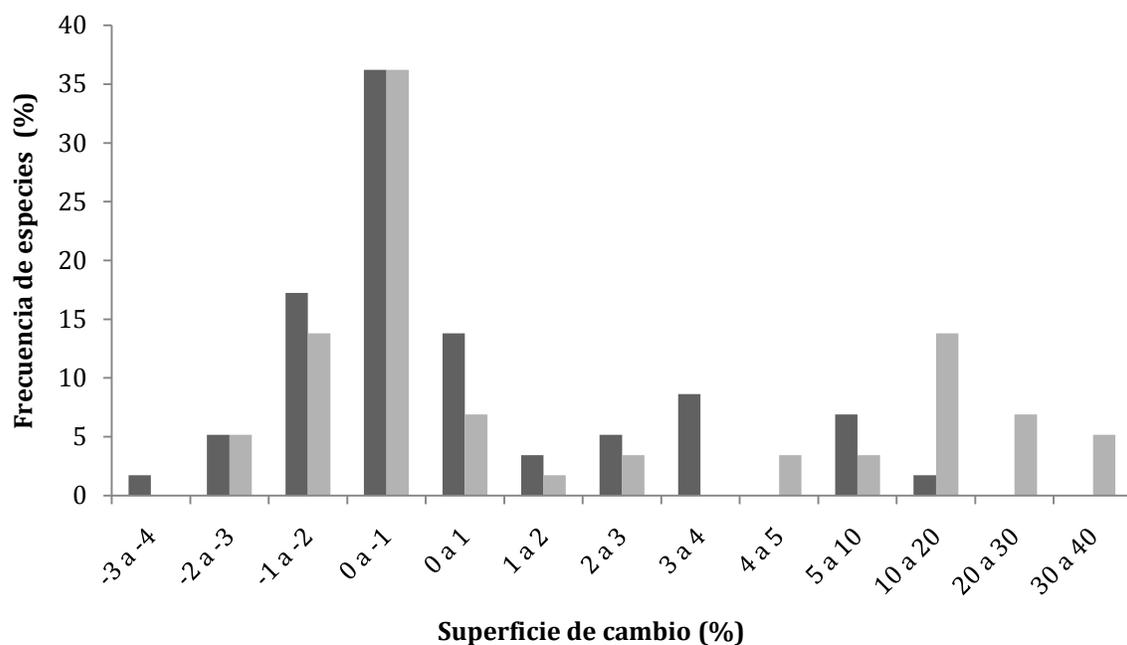


Figura 5. Magnitud de cambio esperado en las áreas de hábitat apropiado para las especies de reptiles en el 2050 con respecto a 2013. Las barras oscuras muestran los valores para el escenario A2. Las barras en gris muestran los valores para el escenario B1.

Si bien se identificaron casos donde el área de hábitat apropiado aumenta, en el 60% de los modelos se esperaba que menos del 50% de extensión de las áreas de hábitat apropiado actual se conserven como áreas ambientalmente apropiadas para las especies en el 2050. En la mayoría de los modelos, se identificaron ampliaciones del área de hábitat apropiado que se ubican en seguida de las actuales áreas de hábitat apropiado donde además se conserva más del 80% del hábitat apropiado actual. Sin embargo, existen modelos donde estas “áreas nuevas” se abren en sitios muy apartados de donde actualmente se encuentran las áreas de hábitat apropiado de las especies (Fig. 6).

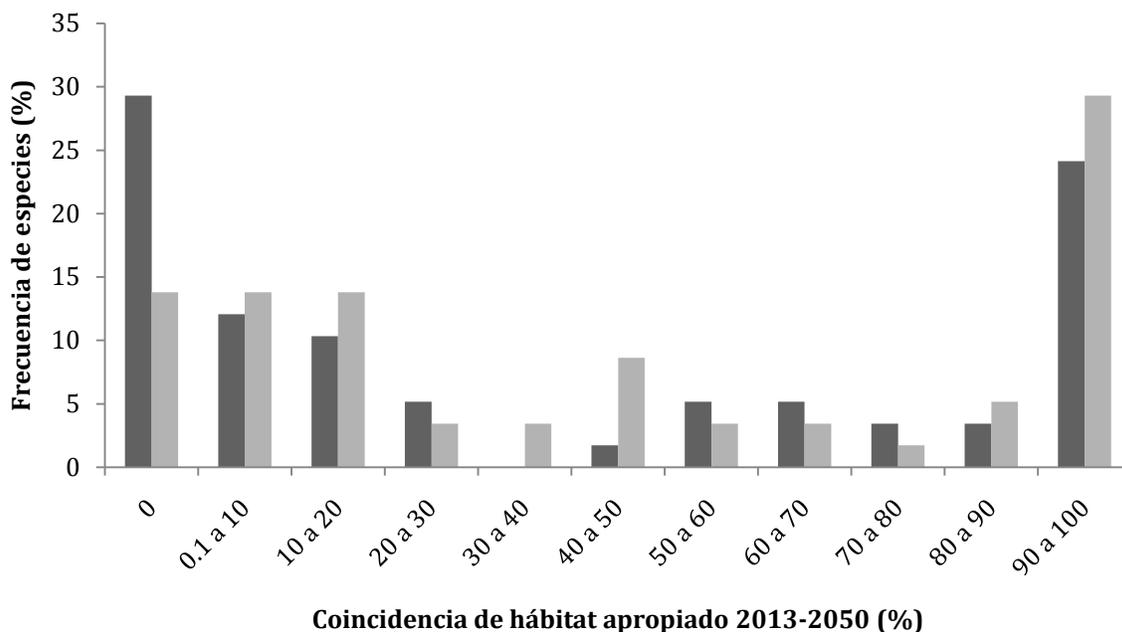


Figura 6. Comparación en el traslape de hábitat apropiado entre los años 2013 y 2050 para los escenarios A2 y B1. Las barras oscuras muestran los datos correspondientes al escenario A2; las barras en gris muestran los resultados para el escenario B1.

4.2. Impacto potencial del cambio climático sobre la cantidad de área prioritaria para los reptiles de acuerdo a los modelos A2 y B1 de cambio. En general, se observó un aumento en la proporción de territorio que corresponde al área de coincidencia para ambos escenarios con respecto a la observada en 2013 (Fig. 7). La relación observada entre la superficie de área de coincidencia y el número de áreas de hábitat apropiado que coinciden en la zona, continuó siendo inversamente proporcional de forma similar a los modelos en 2013. Este resultado aplica para los dos escenarios utilizados.

En el escenario A2, el 35% del territorio en el estado corresponde con las áreas de coincidencia de especies de reptiles, lo que representa un aumento en extensión del 160% en comparación con los resultados obtenidos para 2013. De esta proporción, la mayor parte de superficie (90%) presenta una baja coincidencia de áreas de hábitat apropiado mientras que una porción muy reducida (2%)

corresponde a las áreas con alta coincidencia. Aun cuando se espera que el área de coincidencia aumente, son las áreas de baja coincidencia las que se ampliarían (del 89% en presente al 90% en este escenario), mientras que las áreas con una mayor coincidencia de especies disminuyen considerablemente (50%). Con respecto al área de coincidencia protegida en los polígonos de ANPs, se esperaría que el porcentaje correspondiera al 8% lo que representa una baja del 28% (Fig. 8). Para el caso del escenario B1, los modelos indican que el área de coincidencia correspondería al 58% del territorio estatal en el año 2050; es decir, un aumento del 264%. De esta proporción, se esperaría que las áreas con baja coincidencia de especies aumentaran de 89% hasta el 95% bajo este escenario (ganancia del 106). Sin embargo, las áreas con mayor coincidencia de áreas de hábitat apropiado se ven reducidas en un 75%. Bajo este escenario, se esperaría que el 6% del área de coincidencia se ubica dentro de alguno de los polígonos de ANPs, lo que representa una pérdida del 45% en cobertura (Fig. 8).

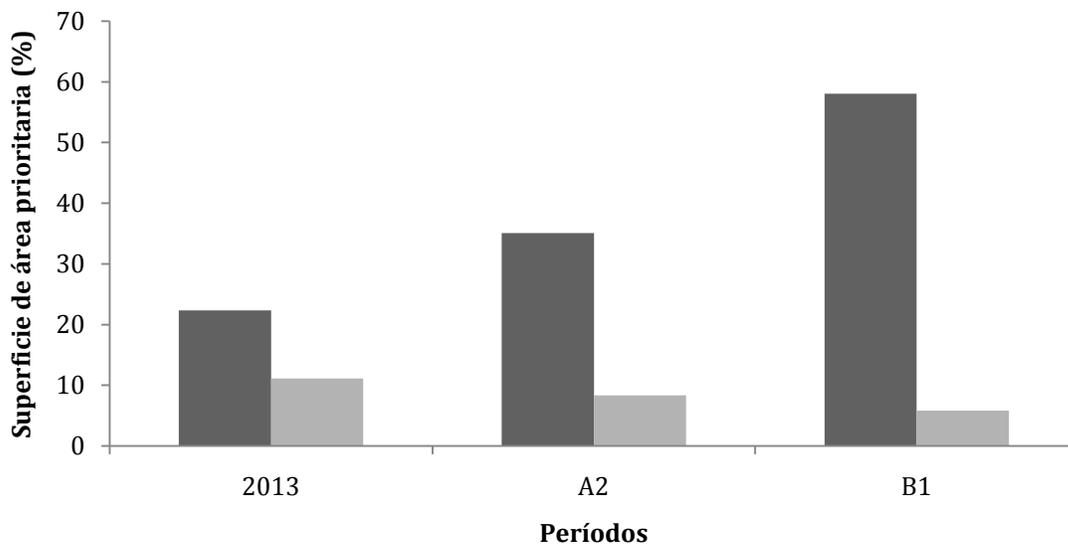


Figura 8. Escenarios de impacto potencial del cambio climático sobre las áreas prioritarias en el estado de Michoacán en el año 2050. Las barras oscuras muestran la proporción de territorio estatal que comprenden las áreas prioritarias en los distintos períodos. Las barras en gris muestran la proporción de área prioritaria que se localiza en algún polígono de las ANP.

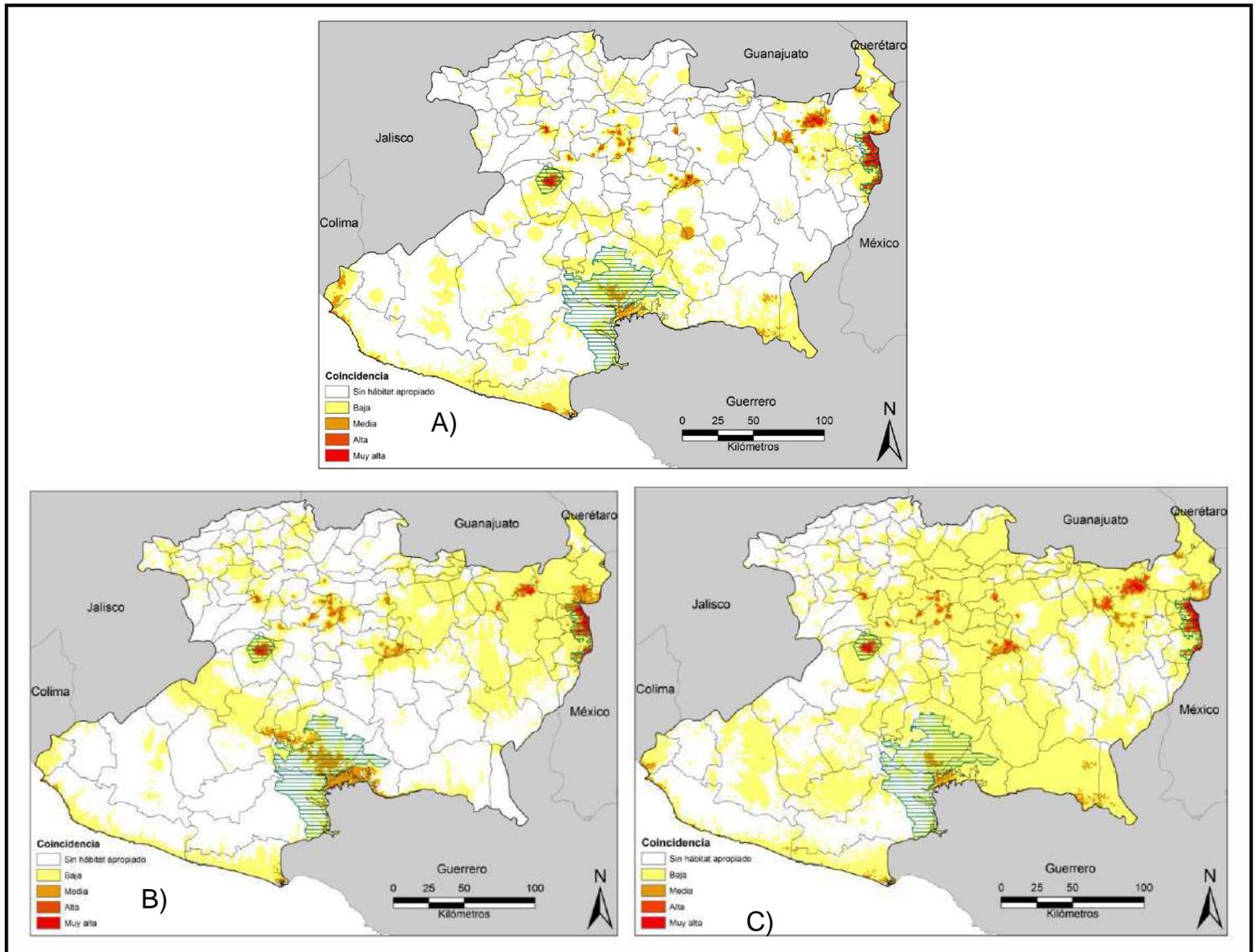


Figura 7. Comparación de las áreas de coincidencia de hábitat apropiado para 2013 y 2050. A) Escenario actual. B) Escenario pesimista y C) Escenario optimista

5. DISCUSIÓN

El presente estudio representa una aproximación al impacto que el fenómeno del cambio climático tendría sobre la distribución de los reptiles en uno de los estados más ricos en especies dentro del grupo. Los resultados obtenidos se basan en dos escenarios contrastantes (A2 y B1) pertenecientes a dos modelos diferentes (GCM y CCC), por lo que permiten abarcar un amplio espectro de las posibles respuestas que las poblaciones podrían presentar ante las variaciones de cada escenario.

Los reptiles son organismos dependientes de la temperatura ambiental para elevar su temperatura corporal. Están adaptados a condiciones de escasa humedad y temperaturas elevadas y aun cuando existen especies que se desarrollan en climas templados, los climas fríos representan un desafío en su adaptación (Packard & Packard 1988, Pianka 1986). Esta dependencia a la temperatura ambiental sugiere que los aumentos en temperatura y las disminuciones en precipitación esperados en los dos escenarios utilizados en este estudio pueden no tener un impacto negativo en la distribución de las poblaciones de reptiles. Consistentemente, la mayoría de los modelos obtenidos indican que las condiciones ambientales que se asocian con lo que se considera como hábitat apropiado para la mayoría de las especies van a aumentar en extensión. Resultados similares han sido reportado por autores como Araujo et al. (2006) para anfibios y reptiles en Europa.

Sin embargo, antes de considerar las “áreas nuevas” como beneficiosas, es necesario mantener en consideración las capacidades propias de cada especie. Los reptiles en general poseen capacidades de dispersión limitadas (e.g. Houle 1998) además de que suelen ser especies filopátricas lo que limita aún más su capacidad de dispersión (p.ej., Sinsch 1991, Blaustein et al. 1994). Estas características pueden limitar la colonización efectiva de las *nuevas* áreas de

hábitat apropiado que se abren en las proyecciones sin mencionar el efecto que tiene la modificación del relieve (topografía, ciudades, vías de comunicación, etc.).

Así mismo, la temporalidad juega un papel importante en el proceso de colonización. Puesto que en el presente estudio se analizaron proyecciones para el año 2050, es posible que muchas de las especies no sean capaces de desplazarse y ocupar las áreas nuevas de hábitat climático dado el corto tiempo entre el presente y el momento de la proyección ya que el cambio se pronostica mucho más veloz y de mayor magnitud que cualquiera antes experimentado en el milenio pasado (Houghton et al. 2001). Algunos autores como Hemmer et al. (1981) y Willis (2009) discuten la colocación asistida de especies como una solución para la conservación de especies que, sin embargo, permanece controversial.

Dadas las variaciones en temperatura y precipitación que el cambio climático representa, se espera que los patrones de diversidad, cobertura vegetal así como también la distribución de las condiciones climáticas cambien notablemente (p.ej., Peterson et al. 2004, Lawler et al. 2009). De modo que se espera que las especies migren y con ello es muy probable que muchas de las ANPs que actualmente existen, presenten ensamblajes o ecosistemas muy diferentes (Mansourian et al. 2009) que podrían ser más susceptibles (Dockerty et al. 2003 y Leemans y Eickhout 2004). Sin embargo, estas estadísticas contrastan con los resultados obtenidos en este proyecto, ya que bajo cualquiera de los dos escenarios, las áreas de hábitat apropiado tienden a coincidir con las ANPs federales en el estado. Resultados similares han sido presentados por García et al. (2013); quienes sin embargo, reportan una pérdida drástica en años posteriores.

Finalmente, al comparar los resultados entre las proporciones que corresponden al área de coincidencia en ambos escenarios se observó que el

escenario pesimista (A2) restringe la amplitud de las áreas de hábitat apropiado y con ello la superficie de territorio que corresponde al área de coincidencia con respecto al escenario optimista (B1) el cual predice áreas de hábitat apropiado más extensas para un número elevado de especies. Sin embargo, al analizar la proporción de área de coincidencia que se localizaba dentro de alguna de las reservas, se observó que el escenario A2 predice más áreas de hábitat apropiado localizadas dentro de los polígonos en comparación con el escenario B1. Este resultado sugiere que en contraste con la naturaleza pesimista del escenario A2, las variaciones esperadas representan un escenario favorable en términos de la cobertura climática para el grupo.

5. CONCLUSIONES

El análisis realizado permitió definir una expectativa de cambio en la distribución y extensión del hábitat apropiado desde el punto de vista climático para las especies de reptiles del estado de Michoacán. Si bien, en términos generales, se pronostica un incremento en la extensión del hábitat apropiado, la posibilidad de que las especies tomen ventaja de este escenario potencial depende, entre otras cosas, de su capacidad de dispersión. Esto se debe a que una importante porción del hábitat apropiado que se pronostica existirá en el futuro tendrá una baja coincidencia espacial con el actual.

6. AGRADECIMIENTOS

Este capítulo se desarrolló bajo la guía de los profesores Eduardo Mendoza, Ileri Suazo Ortuño y Javier Alvarado Díaz. Para la revisión de los modelos obtenidos se contó con la ayuda del pas. de biól. Arturo Jonatán Torres y el Biol. Oscar Medina. Se agradece la especial colaboración del Dr. Cuauhtémoc Sáenz Romero. Se agradece también al Programa Institucional de Maestría en Ciencias

Biológicas de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo y al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por su apoyo para la realización de este estudio.

7. LITERATURA CITADA

- Alford R.A. y S.J. Richards. 1999. **Global amphibian declines: a problem in applied ecology.** *Annual Review of Ecology and Systematics*, 30, 133–165.
- amphibians in western Mexico as a result of climate change.** *Environmental Conservation*
- Araújo M. B., R.G. Pearson, W. Thuiller y M. Erhard. 2005. **Validation of species–climate impact models under climate change.** *Global Change Biology*, 11(9), 1504-1513.
- Araújo M. B., W. Thuiller y R. G. Pearson. 2006. **Climate warming and the decline of amphibians and reptiles in Europe.** *Journal of Biogeography*, 33, 1712–1728
- Berry P. M., M. D. A. Rounsevell, P.A. Harrison y E. Audsley. 2006. **Assessing the vulnerability of agricultural land use and species to climate change and the role of policy in facilitating adaptation.** *Environmental Science & Policy*, 9(2), 189-204.
- Blaustein A.R., L.K. Belden, D.H. Olson, D.M. Green, T.L. Root y J.M. Kiesecker. 2001. **Amphibian breeding and climate change.** *Conservation Biology*, 15, 1804–1809.
- Bravo-Cadena J., G. Sánchez-Rojas y S.M. Gelviz-Gelvez. 2011. **Estudio de la distribución de las especies frente al cambio climático.** *Cuadernos de biodiversidad*. P 12-18
- Carey C. y M.A. Alexander. 2003. **Climate change and amphibian declines: is there a link?** *Diversity and Distributions*, 9, 111–121.
- Collins J.P. y A. Storfer. 2003. **Global amphibian declines: sorting the hypotheses.** *Diversity and Distributions*, 9, 89–98.

- Corn P.S. 2005. **Climate change and amphibians.** *Animal Biodiversity and Conservation*, 28, 59–67.
- Crossman N.D., B.A. Bryan y D.M. Summers. 2011. **Identifying priority areas for reducing species vulnerability to climate change.** *Blackwell Publishing Ltd. Diversity and Distributions* 1-13
- Dockerty T., A. Lovett y A. Watkinson. 2003. **Climate change and nature reserves: examining the potential impacts, with examples from Great Britian.** *Global Environmental Change* 13: 125–135.
- ESRI (Environmental Systems Research Institute). 2011. **ArcMap 9.3.** *ESRI, Redlands, California.*
- Franklin J. 2009. **Mapping species distributions: spatial inference and prediction.** *Cambridge University Press.* 317pp.
- García A., M. A. Ortega-Huerta y E. Martínez-Meyer. 2013. **Potential distributional changes and conservation priorities of endemic**
- Gibbons J.W., D.E. Scott, T.J. Ryan, K.A. Buhlman, T.D. Tuberville, B.S. Metts, J.L. Greene, T. Mills, Y. Lieden, S. Poppy, C.T. Winne, 2000. **The global decline of reptiles, Déjà vú amphibians.** *Bios Science*, 50:653-666
- Heikkinen R. K., M. Luoto, N. Leikola, J. Pöyry, J. Settele, O. Kudrna, M. Marmion, S. Fronzek y W. Thuiller. 2010. **Assessing the vulnerability of European butterflies to climate change using multiple criteria.** *Biodiversity and Conservation*, 19(3), 695-723.
- Hemmer H., B. Kadel, K. Kadel. 1981. **The Balearic toad (*Bufo viridis balearicus* (Boettger, 1881)), human bronze age culture, and Mediterranean biogeography.** *Amph. Rept. 2: 217-230.*
- Hemmer H., Kadel, B., Kadel, K. 1981. **The Balearic toad (*Bufo viridis balearicus* (Boettger, 1881)), human Bronze Age culture, and Mediterranean biogeography.** *Amph. Rept. 2: 217-230.*
- Henle K., D. Dick, A. Harpke, I. Kühn, O. Schweiger y J. Settele. 2008. **Climate Change Impacts on European Amphibians and Reptiles.** *Convention on*

the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats. T-PVS/Inf(2008)11rev

- Hijmans R. J., y C.H. Graham. 2006. **The ability of climate envelope models to predict the effect of climate change on species distributions.** *Global Change Biology*, 12(12), 2272-2281.
- Houghton J.T., Y. Ding, D.J. Griggs, M. Noguer, P.J. Van Der Linden, X. Dai, K. Maskell y C.A. Johnson. 2001. **Climate change 2001: the scientific basis.** *Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* Cambridge, University Press, Cambridge.
- Houle A. 1998. **Floating islands: a mode of long-distance dispersal for small and medium-sized terrestrial vertebrates.** *Density and Distribution*, 4: 201-216.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2007. **Cambio climático 2007: Informe de síntesis. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Cuarto Informe de evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático [Equipo de redacción principal: Pachauri, R.K. y Reisinger, A. (directores de la publicación)].** IPCC, Ginebra, Suiza, 104 págs. Pág 6-11.
- Kiesecker J.M., A.R. Blaustein y L.K. Belden. 2001. **Complex causes of amphibian population declines.** *Nature*, 410, 681–684.
- Lawler J.J., S.I. Shafer, D. White, P. Kareiva, E.P. Maurer, A.R. Blaustein y P.J. Bartlein. 2009. **Projected climate-induced faunal change in the Western Hemisphere.** *Ecology* 90: 588–597.
- Leemans R. y B. Eickhout. 2004. **Another reason for concern and global impacts on ecosystems for different levels of climate change.** *Global Environmental Change* 14: 219–228.
- Loarie S. R., P.B. Duffy, H. Hamilton, G.P. Asner, C.B. Field, y D.D. Ackerly. 2009. **The velocity of climate change.** *Nature*, 462(7276), 1052-1055.

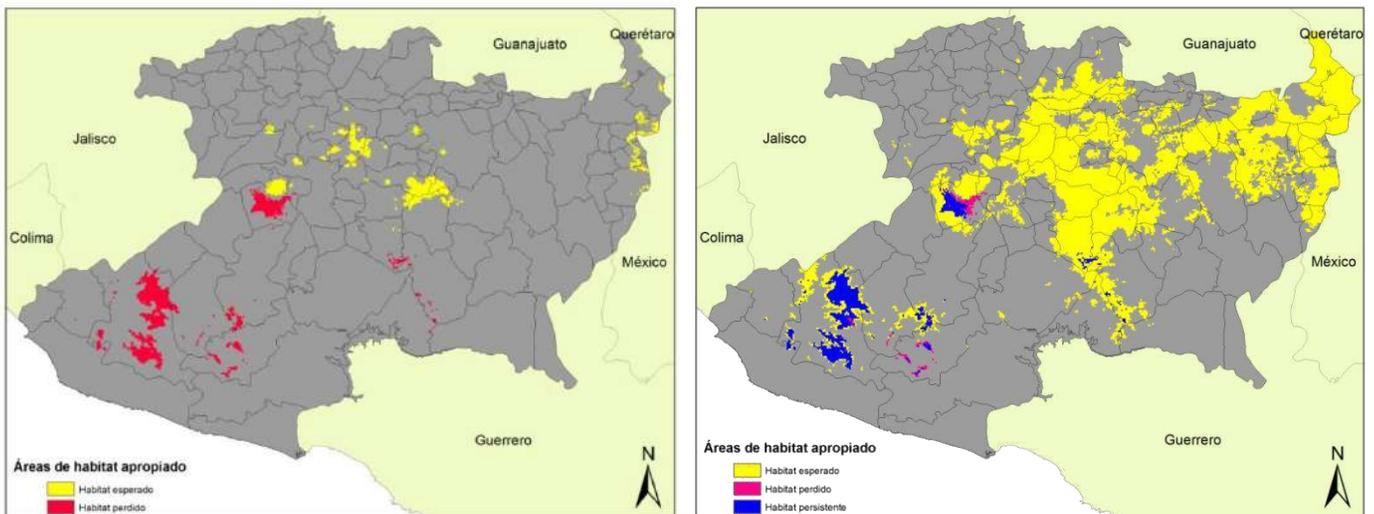
- Mansourian S., A. Belokurov y P.J. Stephenson. 2009. **The role of forest protected areas in adaptation to climate change.** *Unasylva* 231/232: 63–69.
- Packard G.C., Packard, M.J. 1988. **The physiological ecology of reptilian eggs and embryos.** *En: Gans, C., Huey, R.B. (Eds.): Biology of the Reptilia, Vol. 16, Ecology B. Defense and Life History.* Alan Liss, New York, pp. 523-605.
- Pearson R.G., C.J. Raxworthy, M. Nakamura, y A.T. Peterson 2007. **Predicting species distribution from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar.** *Journal of Biogeography*: 34, 102–117.
- Peterson A.T., E. Martínez-Meyer, C. González-Salazar y P.W. Hall. 2004. **Modeled climate change effects on distributions of Canadian butterfly species.** *Canadian Journal of Zoology* 82: 851– 858.
- Pianka, E.R. 1986. **Ecology and Natural History of Desert Lizards.** *Princeton Univ. Press, Princeton, 208 pp.*
- Rebelo H., P. Tarroso y G. Jones. 2010. **Predicted impact of climate change on european bats in relation to their biogeographic patterns.** *Global Change Biology* (2010) 16, 561–576, doi: 10.1111/j.1365-2486.2009.02021.x
- Root T. L., y S.H. Schneider, 2002. **Climate change: overview and implications for wildlife.** *Wildlife responses to climate change: North American case studies*, 1-56.
- Sinsch U. 1991. **Mini-review: the orientation behaviour of amphibians.** *Herpetological Journal*, 1, 541–544.
- Thomas C.D., A. Cameron, R.E. Green, M. Bakkenes, L.J. Beaumont, Y.C. Collingham, B.F.N. Erasmus, M. Ferreira de Siqueira, A. Grainger, L. Hannah, L. Hughes, B. Huntley, A.S. van Jaarsveld, G.F. Midgley, L. Miles, M.A. Ortega-Huerta, A.T. Peterson, O.L. Phillips y S.E. Williams. 2004. **Extinction risk from climate change.** *Nature*, 427(6970), 145-148.

Willis S.G., K.J. Hill, C.D. Thomas, D. B. Roy, R. Fox, D. S. Blakeley y B. Huntley. 2009. **Assisted colonization in a changing climate: a test-study using two U.K. butterflies.** *Conservation Letters* 2: 45–51

Wyman, R.L. 1992. **Global Climate Change and Life on Earth.** *Chapman y Hall, New York.* Voituron, Y., Storey, J.M., Grenot, C., Storey, K.B. 2002. **Freezing survival, body ice content and blood composition of the freeze-tolerant European common lizard, *Lacerta vivipara*.** *J. Comp. Physiol. B172*: 71-76.

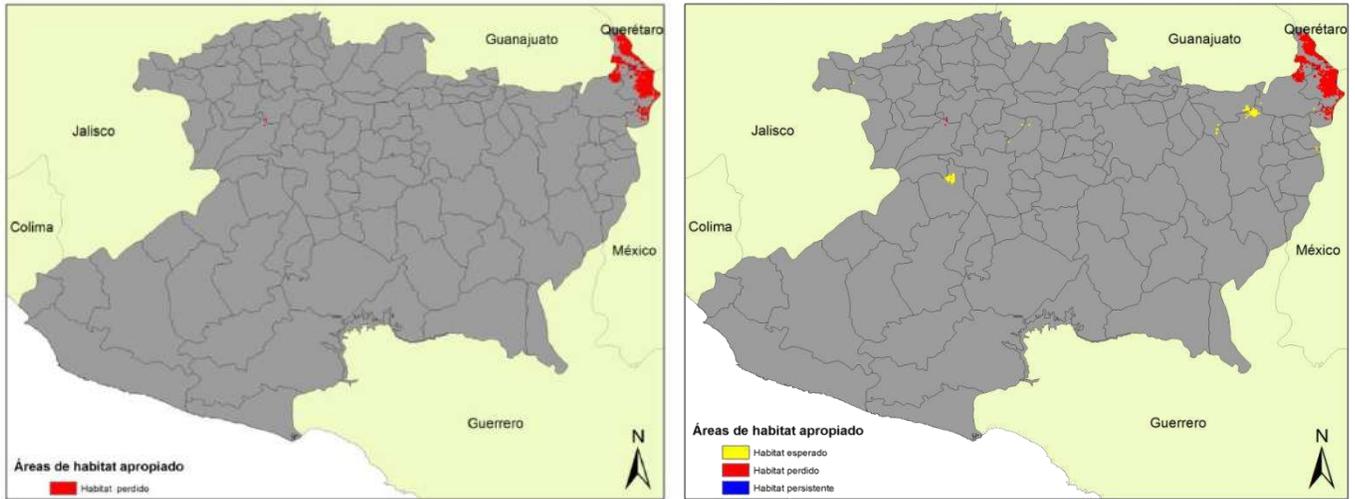
Apéndice 1

Modelos de impacto del cambio climático

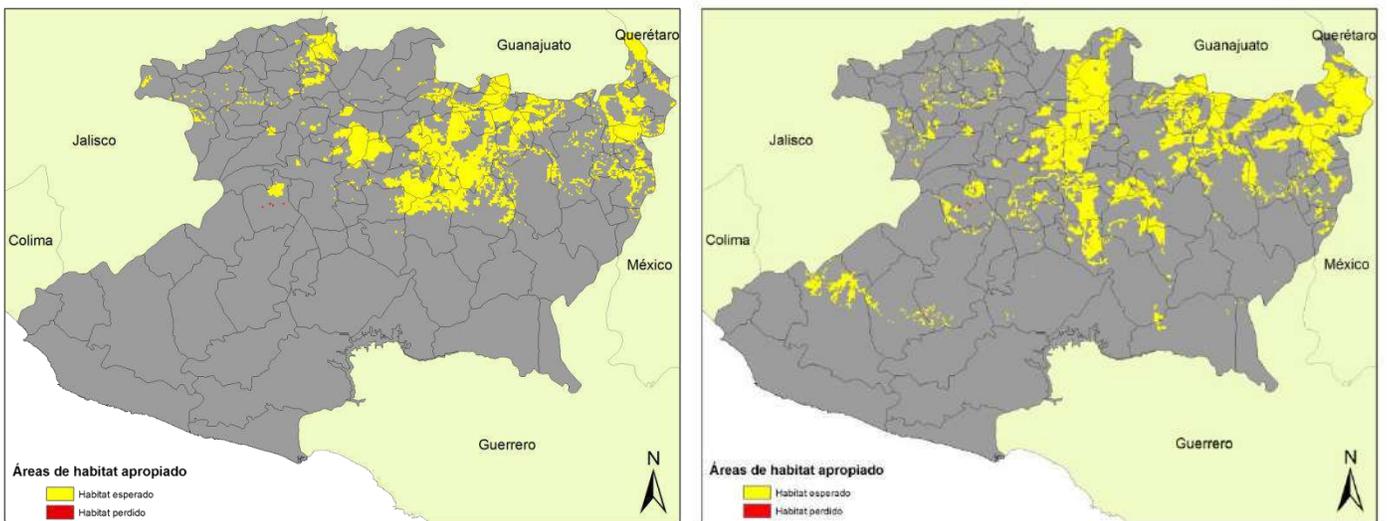


Modelos de cambio para la especie *Anolis nebulosus*.

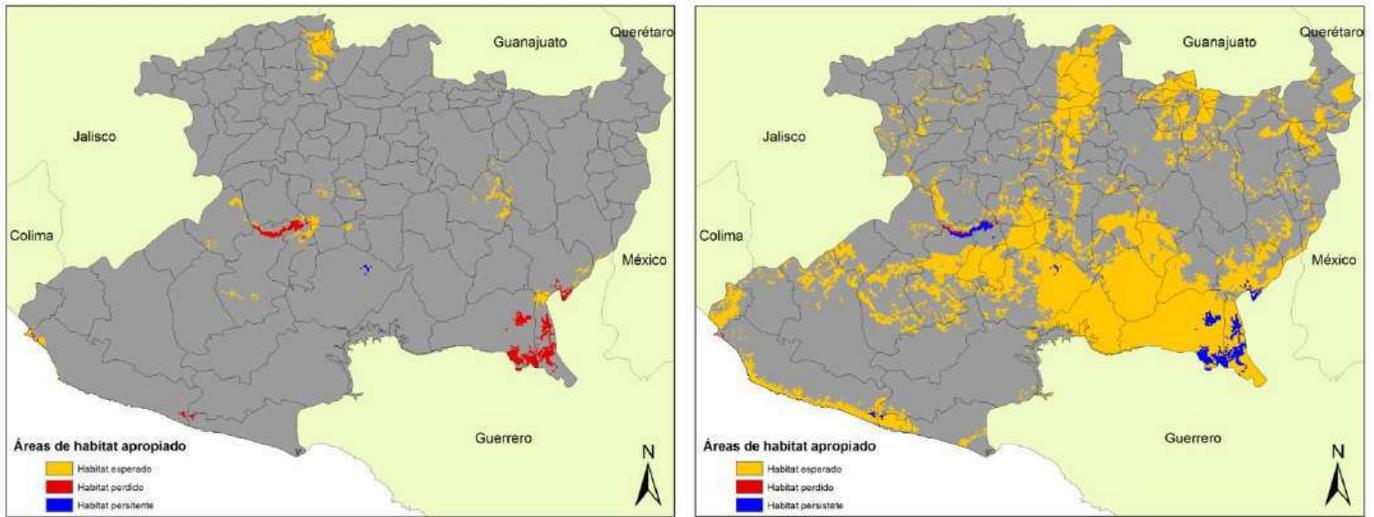
Izq) Escenario pesimista (A2) y Der) escenario optimista (B1)



Modelos de cambio para la especie *Conopsis nasus*
Izq) Escenario pesimista (A2) y Der) escenario optimista (B1)

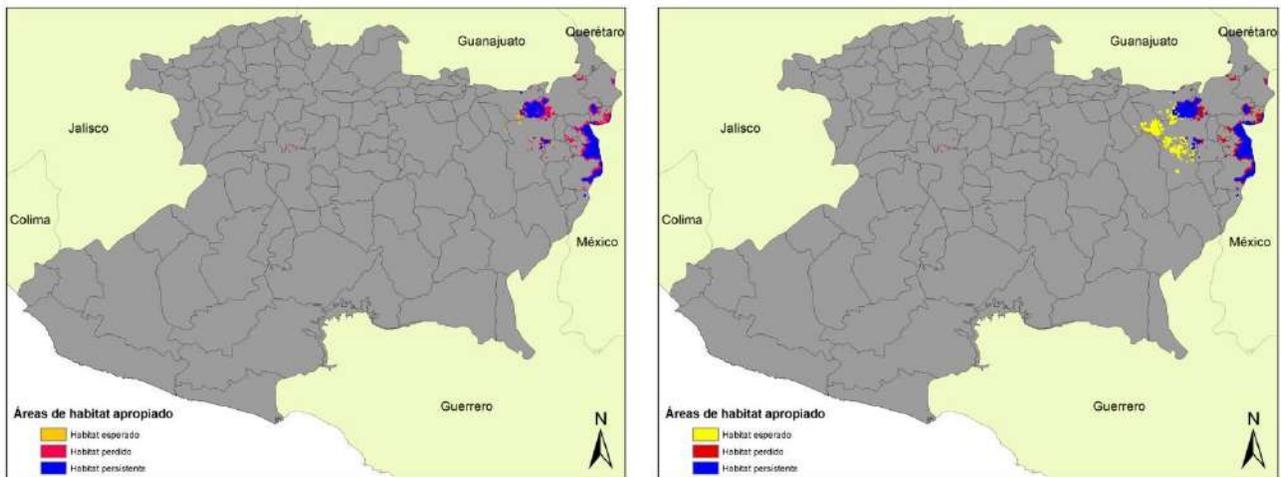


Modelos de cambio para la especie *Crotalus pusillus*
Izq) Escenario pesimista (A2) y Der) escenario optimista (B1)



Modelos de cambio para la especie *Crotalus simus*

Izq) Escenario pesimista (A2) y Der) escenario optimista (B1)



Modelos de cambio para la especie *Storeria storerioides*

Izq) Escenario pesimista (A2) y Der) escenario optimista (B1)

VII. DISCUSION GENERAL

En la actualidad, se reconoce que el cambio climático es un factor grave de amenaza para la biodiversidad. Para mitigar la pérdida de especies debida al cambio climático, se han utilizado diferentes herramientas dentro del campo de la ecología predictiva. Sin embargo, el uso de muchas de estas herramientas se encuentra estrechamente ligado a la calidad de la información que se utiliza. En el presente estudio se analizó primeramente la disponibilidad de registros de presencia para las especies de reptiles en Michoacán, un estado altamente diverso en especies de este grupo de vertebrados, el cual además se localiza en una zona de alta diversidad. Si bien la colecta de registros permitió conseguir un número elevado de los mismos al inicio, una vez que estos fueron depurados, se pudo observar una reducción drástica en la disponibilidad de los mismos. Aún cuando la gran mayoría de los estudios sobre análisis de distribución potencial de especies, o aquellos que usan modelos de distribución de especies (MDEs), no describen un proceso de selección de registros, autores como Cayuela et al. (2009), Feeley y Siman (2011), De Giovanni et al. (2012) y Navarro et al. (2013) señalan la importancia que tiene esta práctica en la efectividad de los modelos finales. Así mismo, los autores mencionados resaltan la baja disponibilidad de registros que persiste en las bases de datos alrededor del mundo.

A pesar de esta baja disponibilidad de registros, autores como Pearson et al. (2006) señalan que es posible realizar modelaciones con tan solo 4 registros. Esta metodología probó ser muy eficiente tanto en el presente estudio como en el ejemplo descrito por Pearson et al. y al mismo tiempo permitió rescatar la información disponible para un número elevado de especies que se habrían descartado por los pocos registros disponibles. Otros aspectos que se revisaron dentro de la calidad de los registros estuvieron asociados a la distribución espacial de los mismos con respecto a diversos componentes del territorio como lo fueron

las ANPs (CONABIO 2007), las carreteras (de primero, segundo y tercer orden) (INEGI), las regiones y subprovincias fisiográficas (CONABIO 2007) y las ecorregiones (WWF). Estos análisis permitieron en cierta manera tomar en consideración el sesgo existente en la distribución de los datos. Algunos métodos de modelado de distribución de especies como el de MaxEnt permiten incorporar información sobre el sesgo en la colección de registros de presencia para intentar compensarlo durante el proceso de modelado (Phillips et al. 2009, Elith et al. 2010). Por otra parte, no se encontró evidencia de la existencia de una fuerte aglomeración en los registros por especie si bien se observó una mayor tendencia a que los registros fueran más cercanos en las especies donde la información era escasa (4 a 8 registros) que en las especies donde la información fue relativamente más abundante (9 o más registros).

Al elaborar los modelos, se realizó una primera etapa donde se incluyeron los registros de especies que habitan en Michoacán, pero que se localizaban en los estados de la periferia. Este primer ejercicio, mostró que los datos localizados fuera del estado eran más numerosos, lo cual tuvo un peso mayor dentro de la modelación, y con ello las áreas de hábitat apropiado de interés tendían a localizarse fuera del estado de Michoacán. Si bien las especies no obedecen a criterios sociopolíticos, la localización de las áreas de hábitat apropiado fuera del estado de Michoacán contrastaba fuertemente con lo esperado por los expertos en el grupo, ante lo cual se optó por reducir el uso de los registros a aquellos que únicamente se localizaban dentro del estado de Michoacán.

Los análisis realizados se restringieron a las áreas que los modelos identifican como las más semejantes, en términos climáticos, a los sitios en donde existe evidencia de la presencia de las especies (registros). Esto tuvo como fin reducir el riesgo de incorporar en los análisis áreas donde el hábitat no sea óptimo para la presencia de las especies. Este estudio compone un primer acercamiento a identificar las áreas con alto potencial para la conservación de reptiles en

Michoacán. Este tipo de esfuerzos son de particular relevancia en México, ya nuestro país es uno de los que realiza mayor investigación sobre anfibios y reptiles (Urbina-Cardona 2008). Sin embargo, muy poca de esta información se concreta en acciones de conservación (Ceballos et al. 2009).

De acuerdo con Ceballos et al. (2009), cerca del 61% de las especies de reptiles a nivel nacional se encuentran representadas dentro de ANPs, muy por debajo en comparación con aves (93%) y mamíferos (76%). En contraste, los resultados del presente estudio indican que de las 168 spp que habitan el estado, sólo el 36% presentó áreas de distribución potencial dentro de ANPs y para la mayoría de ellas (80%) dichas áreas corresponden a menos del 50% del hábitat apropiado. Esto sugiere que la representación de hábitat apropiado para un número de especies de reptiles en las ANPs en Michoacán puede ser baja en comparación con el encontrado a nivel nacional para este mismo grupo y aun más cuando se compara con otros grupos. Sin embargo, este fuerte contraste puede deberse, por lo menos en parte, a diferencias en la metodología utilizada para identificar las áreas de hábitat apropiado en comparación a lo que Ceballos et al. Presentan.

Resulta interesante que al comparar las áreas de alta coincidencia de especies identificadas en este estudio con las áreas definidas como más importantes para la conservación por Velázquez-Montes et al. (2005) se encuentran una alta coincidencia en la localización de los polígonos. Esto resulta interesante ya que en Velázquez-Montes et al. (2005) se utiliza una metodología distinta, con un mayor número de atributos que involucra tanto criterios ecológicos como sociales.

Los resultados obtenidos se basan en dos escenarios contrastantes (A2 y B1) pertenecientes a dos modelos diferentes (GCM y CCC), por lo que permiten abarcar un amplio espectro de las posibles respuestas que las poblaciones podrían presentar ante las variaciones de cada escenario.

Los reptiles son organismos dependientes de la temperatura ambiental para elevar su temperatura corporal. Están adaptados a condiciones de escasa humedad y temperaturas elevadas y aun cuando existen especies que se desarrollan en climas templados, los climas fríos representan un desafío en su adaptación (Packard & Packard 1988, Pianka 1986). Esta dependencia a la temperatura ambiental sugiere que los aumentos en temperatura y las disminuciones en precipitación esperados en los dos escenarios utilizados en este estudio pueden no tener un impacto negativo en la distribución de las poblaciones de reptiles. Consistentemente, la mayoría de los modelos obtenidos indican que las condiciones ambientales que se asocian con lo que se considera como hábitat apropiado para la mayoría de las especies van a aumentar en extensión. Resultados similares han sido reportado por autores como Araujo et al. (2006) para anfibios y reptiles en Europa.

Sin embargo, antes de considerar las “áreas nuevas” como beneficiosas, es necesario mantener en consideración las capacidades propias de cada especie. Los reptiles en general poseen capacidades de dispersión limitadas (e.g. Houle 1998) además de que suelen ser especies filopátricas lo que limita aún más su capacidad de dispersión (p.ej., Sinsch 1991, Blaustein et al. 1994). Estas características pueden limitar la colonización efectiva de las *nuevas* áreas de hábitat apropiado que se abren en las proyecciones sin mencionar el efecto que tiene la modificación del relieve (topografía, ciudades, vías de comunicación, etc.).

Así mismo, la temporalidad juega un papel importante en el proceso de colonización. Puesto que en el presente estudio se analizaron proyecciones para el año 2050, es posible que muchas de las especies no sean capaces de desplazarse y ocupar las áreas nuevas de hábitat climático dado el corto tiempo entre el presente y el momento de la proyección ya que el cambio se pronostica mucho más veloz y de mayor magnitud que cualquiera antes experimentado en el

milenio pasado (Houghton et al. 2001). Algunos autores como Hemmer et al. (1981) y Willis (2009) discuten la colocación asistida de especies como una solución para la conservación de especies que, sin embargo, permanece controversial.

Dadas las variaciones en temperatura y precipitación que el cambio climático representa, se espera que los patrones de diversidad, cobertura vegetal así como también la distribución de las condiciones climáticas cambien notablemente (p.ej., Peterson et al. 2004, Lawler et al. 2009). De modo que se espera que las especies migren y con ello es muy probable que muchas de las ANPs que actualmente existen, presenten ensambles o ecosistemas muy diferentes (Mansourian et al. 2009) que podrían ser más susceptibles (Dockerty et al. 2003 y Leemans y Eickhout 2004). Sin embargo, estas estadísticas contrastan con los resultados obtenidos en este proyecto, ya que bajo cualquiera de los dos escenarios, las áreas de hábitat apropiado tienden a coincidir con las ANPs federales en el estado. Resultados similares han sido presentados por García et al. (2013); quienes sin embargo, reportan una pérdida drástica en años posteriores.

Finalmente, al comparar los resultados entre las proporciones que corresponden al área de coincidencia en ambos escenarios se observó que el escenario pesimista (A2) restringe la amplitud de las áreas de hábitat apropiado y con ello la superficie de territorio que corresponde al área de coincidencia con respecto al escenario optimista (B1) el cual predice áreas de hábitat apropiado más extensas para un número elevado de especies. Sin embargo, al analizar la proporción de área de coincidencia que se localizaba dentro de alguna de las reservas, se observó que el escenario A2 predice más áreas de hábitat apropiado localizadas dentro de los polígonos en comparación con el escenario B1. Este resultado sugiere que en contraste con la naturaleza pesimista del escenario A2,

las variaciones esperadas representan un escenario favorable en términos de la cobertura climática para el grupo.

VIII. PERSPECTIVAS Y/O RECOMENDACIONES

Los resultados del presente estudio permiten generar una serie de hipótesis de gran utilidad para precisar cuál puede ser el impacto del cambio climático sobre las especies de reptiles del estado de Michoacán. Por un lado, resulta de gran relevancia realizar experimentos que permitan determinar la tolerancia fisiológica de las especies de reptiles a cambios en temperatura y precipitación como los que pronostican los modelos de cambio climático utilizados. Por otra parte, se demuestra la gran importancia realizar estudios que permitan determinar la capacidad de dispersión de las distintas especies de reptiles, lo que pueda dar una mejor idea de su capacidad de respuesta ante el cambio climático.

El impacto del cambio climático puede interactuar con otras perturbaciones de origen humano tales como la deforestación. Resulta una posibilidad interesante el combinar el tipo de modelos utilizados en este estudio con modelos de cambio de la cobertura y uso del suelo de manera de que se pueda tener una visión integral del grado de amenaza que puede experimentar la fauna de reptiles en el futuro.

Los resultados de este estudio subrayan la relevancia de contar con un sistema de áreas protegidas más extenso y que en particular favorezca la conectividad de hábitat. En este sistema de reservas resultaría de particular importancia incluir gradientes altitudinales y diferentes tipos de vegetación.

IX. BIBLIOGRAFÍA COMPLEMENTARIA

- Angilletta M.J., P.H. Niewiarowski, C.A. Navas. 2002. **The evolution of thermal physiology in ectotherms.** *J. Therm. Biol.* 27: 249-268.
- Arriaga L. y Gómez L. 2007. **Posibles efectos del cambio climático en algunos componentes de la biodiversidad de México.** [En línea] Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Última Actualización: 15 de Noviembre de 2007 [Accesado en Septiembre de 2011] Disponible desde Internet: <http://www2.ine.gob.mx/publicaciones/libros/437/arriaga.html>.
- Baillie J.E.M., J. Griffiths, S.T. Turvey, J.Loh y B. Collen. 2010. **Evolution Lost, Status and Trends of the World's Vertebrates.** United Kingdom: Zoological Society of London.
- Bancroft B. A., N. J. Baker y A. R. Blaustein. 2008. **A meta-analysis of the effects of ultraviolet B radiation and its synergistic interactions with pH, contaminants, and disease on amphibian survival.** *Conservation Biology* 22:987-996.
- Böhm M. et al. (217 co-authors). 2012. **The conservation status of the world's reptiles.** *Biological Conservation.* (In press).
- Bravo-Cadena J., G. Sánchez-Rojas, S.M. Gelviz-Gelvez. 2011. **Estudio de la distribución de las especies frente al cambio climático.** *Cuadernos de Biodiversidad.*
- Beyer H. L. 2004. Hawth's **Analysis Tools for ArcGIS.** Disponible desde <http://www.spatial ecology.com/htools>
- Calderón - Mandujano R.R, C. Galindo-Leal, J.R. Cedeño - Vázquez. 2008. **Utilización de hábitat por reptiles en estados sucesionales en selvas tropicales de Campeche, México.** *Acta Zoológica Mexicana*, 24:95-114
- Cantú C., R.G. Wright, J.M. Scott y E. Strand. 2004. **Assessment of current and proposed nature reserves of México based on their capacity to protect**

- geophysical features and biodiversity.** *Biological Conservation*, 115: 411–417.
- Chapman A.D. y J. Wieczorek (eds). 2006. **Guide to Best Practices for Georeferencing.** *Copenhagen: Global Biodiversity Information Facility.*
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). 2008. **Georreferenciación de las localidades de Colecciones Biológicas. Manual de Procedimientos.** *México. 177págs.*
- Csuti B., S. Polasky, P.H. Williams, R.L. Pressey, J.D. Camm, M. Kershaw, A.R. Kiestler, B. Downs, R. Hamilton, M. Huso, y Sahr, K. 1997. **A comparison of reserve selection algorithms using data on terrestrial vertebrates in Oregon.** *Biological Conservation*, 80: 83–97.
- Crutzen P. J y E. F. Stoermer. 2000. **The Anthropocene.** *Glob Change News* 41:17–18.
- Dirzo R. y P. H. Raven. 2003. **Global state of biodiversity and loss.** *Annual Review of the Environment and Resources*, 28: 137-167.
- Elith J. y Graham, C. H. 2009. **Do they? How do they? WHY do they differ?—on finding reasons for differing performances of species distribution models.** *Forum piece of ecograph.*
- Faith D.P. 2004. **Biodiversity.** *The Stanford encyclopedia of philosophy (Winter 2004 Edition).* (ed. por E.N. Zalta). <http://plato.stanford.edu/archives/win2004/entries/biodiversity/>. Accesado: 10 de Abril de 2007.
- Flores–Villela O. e I. Goyenechea. 2003. **Patrones de distribución de Reptiles y reptiles de México. En Una perspectiva latinoamericana de la biogeografía** (J. J. Morrone y J. Llorente–Bousquets, Eds.). *CONABIO/UNAM, México., 289–296*
- Flores–Villela O. y L. Canseco–Márquez. 2004. **Nuevas especies y cambios taxonómicos para la herpetofauna de México.** *Acta Zoológica Mexicana*, 20: 115–144.

- Freedman A. H., W. Buermann, M. Lebreton, L. Chirio y T.B. Smith. 2009. **Modeling the Effects of Anthropogenic Habitat Change on Savanna Snake Invasions into African Rainforest.** *Conservation Biology* 23, 1: 81–92
- Gian-Reto W., E. Post, P. Convey, A. Menzel, C. Parmesan, T. J. C. Beebee, J. Fromentin, O. Hoegh-Guldberg y F. Bairlein. 2002. **Ecological responses to recent climate change.** *Nature*, 416: 389-395
- Gibbons J.W., D.E. Scott, T.J. Ryan, K.A. Buhlman, T.D. Tuberville, B.S. Metts, J.L. Greene, T. Mills, Y. Lieden, S. Poppy, C.T. Winne, 2000. **The global decline of reptiles, Déjà vú amphibians.** *Bios Science*, 50:653-666
- Giovanelli J. G.R., C.F.B. Haddad y J. Alexandrino, 2007. **Predicting the potential distribution of the alien invasive American bullfrog (*Lithobates catesbeianus*) in Brazil.** *Biol Invasions*, DOI 10.1007/s10530-007-9154-5
- Guisan A. y N.E. Zimmerman, 2000. **Predictive habitat distribution models in ecology.** *Ecological Modelling*, 135:147–186.
- Halpin P.N. 1997 **Global Climate Change and Natural Area Protection: Management Responses and Research Directions.** *Ecological Applications* 7: 828-843.
- Hannah L. 2008. **Protected Areas and Climate Change.** *New York Academy of Sciences.* *Conservation International, Center for Applied Biodiversity Science, Arlington, Virginia, USA.*, 1134:201-121.
- Hijmans R.J., Cameron S.E., Parra J.L., Jones P.G. y Jarvis A. 2005. **Very high resolution interpolated climate surfaces for global areas.** *International Journal of Climatology* 25:1965-1978.
- Houghton J.T., Y. Ding, D.J. Griggs, M. Noguer, P.J. van der Linden, X. Dai, K. Maskell, C.A. Johnson, 2001. **Climate change 2001: the Scientific Basis.** *Contributions of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge Univ. Press.*
- Huacuz E.D.C. 2005. **La biodiversidad en Michoacán.** *Estudio de estado. México. CONABIO-SUMA-UMSNH.*

- IUCN (International Union for Conservation of Nature) 1994. **Guidelines for Protected Area Management Categories.** IUCN, Gland, Switzerland y Cambridge, UK.
- IUCN (International Union for Conservation of Nature). 2001. **Red List Categories and Criteria version 3.1.** IUCN, Gland, Switzerland. Disponible de: <http://www.iucnredlist.org> (Accesado en Julio del 2009).
- IUCN (International Union for Conservation of Nature). 2009. **IUCN red list of threatened species. Version 2009.1.** IUCN, Gland, Switzerland. Disponible de: <http://www.iucnredlist.org> (Accesado en Julio del 2009).
- Lemieux C.J. y D.J. Scott. 2005. **Climate change, biodiversity conservation and protected areas planning in Canada.** *The Canadian Geographer*, 49 (4): 384-399.
- Malcolm J.R., C. Liu, R.P. Neilson, L. Hansen y L. Hannah. 2006. **Global warming and extinction of endemic species from biodiversity hotspots.** *Conservation Biology*, 20:538-548.
- Margules C.R. y R.L. Pressey. 2000. **Systematic conservation planning.** *Nature*, 405: 243–253.
- Margules C.R., A.O. Nicholls y R.L. Pressey. 1988. **Selecting networks for reserves to maximize biological diversity.** *Biological Conservation*, 43: 63–76.
- Medina-Aguilar O., J. Alvarado-Díaz e I. Suazo-Ortuño. 2011. **Herpetofauna de Tacámbaro, Michoacán, México.** *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 82
- Mendelson J. R. III, K. R. Lips, R. W. Gagliardo, G. B. Rabb, J. P. Collins et al. 2006. **Confronting amphibian declines and extinctions.** *Science* 313: 48
- Mendoza E., T. Fuller, H.R. Thomassen, W. Buermann, T. B. Smith, D. Ramírez-Mejía, 2012. **A preliminary assessment of the role of the Mesoamerican Biological Corridor to protect potential Baird's tapir habitat in Southern Mexico.** *Integrative zoology*. En prensa.
- Mittermeier R. A., C. Goettsch y P. Robles Gill. 1997. **Megadiversidad: los países biológicamente más ricos del mundo.** CEMEX, México, D. F. 501 p.

- Ochoa-Ochoa L. M. y O. Flores Villela. 2006. **Áreas de diversidad y endemismo de la herpetofauna Mexicana.** UNAM-CONABIO. México, D.F., 211
- Parmesan C. 2006. **Ecological and evolutionary responses to climate change.** *Annual Review of Ecology and Systematics*, 37:637–669.
- 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 (J. Biogeogr.)* 34, 102–117
- Peters R.L. y J.D.S. Darling. 1985. **The Greenhouse Effect and Nature Reserves.** *Bioscience*, 35:707-717
- Peters R.L. y T.E. Lovejoy. 1992. **Global warming and biological diversity.** Yale University Press. London.
- Peters R.L. y J.P. Myers, 1991. **Preserving biodiversity in a changing climate.** *Issues Sci. technol.* 66-72
- Pianka E.R. 2012. **Can humans share spaceship earth?** *Amphibian and reptiles Conservaton* 6(1):1-24.
- Primmack R., R. Rozzi, P. Feinsinger, R. Dirzo, F. Massardo. 2001. **Fundamentos de Conservación biológica: Perspectivas latinoamericanas.** México: Fondo de Cultura Económica
- Root T.L., D.P. Macmynowski, M.D.Mastrandrea y S.H.Schneider. 2005. **Human-modified temperatures induce species changes: Joint attribution.** *PNAS*, 102: 7465-7469.
- Root T.L., S.H. Schneider, 2002. **Climate change overview and Implications for wildlife.** *Island Press*, 437
- Sarkar S. 2004. **Conservation biology.** *The Stanford encyclopedia of philosophy (Summer 2004 Edition)* (ed. by E.N. Zalta), <http://plato.stanford.edu/entries/conservation-biology/>. Accesado: 10 de Abril de 2007.
- Thomas C.D., A. Cameron, R.E. Green, M. Bakkenes, L.J. Beaumont, Y.C. Collingham, B.F.N. Erasmus, M. Ferreira de Siqueira, A. Grainger, L. Hannah, L. Hughes, B. Huntley, A.S. van Jaarsveld, G.F. Midgley, L. Miles,

- M.A. Ortega-Huerta, A.T. Peterson, O.L. Phillips y S.E. Williams. 2004. **Extinction risk from climate change.** *Nature*, 427(6970), 145-148.
- Urbina-Cardona J. N. 2008. **Conservation of Neotropical herpetofauna: research trends and challenges.** *Tropical Conservation Science*, 1:359–375.
- Urbina-Cardona J. N., M. Olivares-Pérez, y V. H. Reynoso. 2006. **Herpetofauna diversity and microenvironment correlates across the pasture-edge-interior gradient in tropical rainforest fragments in the region of Los Tuxtlas, Veracruz.** *Biological Conservation*, 132:61–75.
- Velázquez-Montes A., N. Sosa- Gutierrez, J.A. Navarrete-Pacheco y A. Torres-García. 2005. **Bases para la conformación del Sistema de Áreas de Conservación del Estado de Michoacán.** *Gobierno del Estado de Michoacán. México.* 130 pp.
- Warren D.L., Glor, R.E. & Turelli, M. 2008. **Environmental niche equivalency versus conservatism: quantitative approaches to niche evolution.** *Evolution*, 62, 2868–2883.
- Kentwood D. Wells (2007). **The ecology and behavior of amphibians.** *The University of Chicago Press. Chicago y Londres.* 132, 141, 1148pp.