



**UNIVERSIDAD MICHOACANA DE SAN NICOLÁS DE
HIDALGO
INSTITUTO DE INVESTIGACIONES SOBRE LOS
RECURSOS NATURALES**



**Maestría en Ciencias en Limnología y Acuicultura
Instituto de Investigaciones sobre los Recursos Naturales U.M.S.N.H.**

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

TESIS

Para obtener el título de:

MAESTRO EN CIENCIAS EN LIMNOLOGÍA Y ACUICULTURA

PRESENTA:

M.V.Z. BARUSH ALÍ MONTEJANO VALDIVIA

alius17@me.com

DIRECTOR DE TESIS

Maestro en Ciencias ---

JAVIER ALVARADO DÍAZ

jvr.alvarado@gmail.com

CO- DIRECTOR DE TESIS

Doctor en Ciencias

EDUARDO MENDOZA RAMÍREZ

mendoza.mere@gmail.com

MORELIA, MICHOACÁN, MÉXICO, 28 DE ENERO DE 2014

AGRADECIMIENTOS

A mis familiares, maestros y amigos que me han apoyado en distintas etapas de mi vida para poder llegar hasta este punto. A mis compañeros del INIRENA, a quienes estimo enormemente, en especial a Jon, todos ellos que además de apoyarme en el presente trabajo, me hicieron sentir el laboratorio como una segunda casa. A mis padres y hermanas, que aportaron una parte más que importante para el desarrollo de esta tesis: la seguridad emocional. A Bis, a quien estimo como a nadie, y deseo que alcance sus sueños a mi lado. A todos, muchísimas gracias.

ÍNDICE

I. RESUMEN GENERAL.....	4
II. SUMMARY.....	6
III. INTRODUCCIÓN GENERAL.....	8
IV. PLANTEAMIENTO DE HIPÓTESIS	12
V. OBJETIVOS	13
CAPÍTULO 1: UN ANÁLISIS DE LA DISPONIBILIDAD DE INFORMACIÓN PARA MODELAR LA DISTRIBUCIÓN DE ESPECIES DE ANFIBIOS EN MICHOACÁN.....	14
RESUMEN	15
ABSTRACT	16
1. INTRODUCCIÓN	17
2. MATERIALES Y MÉTODOS	19
3. RESULTADOS	24
4. DISCUSIÓN	28
5. CONCLUSIONES	30
6. AGRADECIMIENTOS.....	30
7. LITERATURA CITADA.....	31
CAPÍTULO 2: ANÁLISIS DE LOS PATRONES DE DISTRIBUCIÓN POTENCIAL DE LOS ANFIBIOS EN MICHOACÁN PARA DETERMINAR ÁREAS PRIORITARIAS PARA SU CONSERVACIÓN	34
RESUMEN	35
ABSTRACT	35
1. INTRODUCCION	37
2. MATERIALES Y MÉTODOS	39
3. RESULTADOS	45
4. DISCUSIÓN	48
5. CONCLUSIONES	50

6. AGRADECIMIENTOS.....	50
7. LITERATURA CITADA.....	51
 CAPÍTULO 3: ANÁLISIS DEL IMPACTO DEL CAMBIO CLIMÁTICO SOBRE LOS PATRONES DE DISTRIBUCIÓN GEOGRÁFICA DE ANFIBIOS EN MICHOACÁN.....	
RESUMEN	62
ABSTRACT	63
1. INTRODUCCIÓN	64
2. MATERIALES Y MÉTODOS	65
3. RESULTADOS	67
4. DISCUSIÓN	73
5. CONCLUSIONES	78
6. AGRADECIMIENTOS.....	80
7. LITERATURA CITADA.....	80
 VII. DISCUSIÓN GENERAL	 87
VIII. PERSPECTIVAS Y/O RECOMENDACIONES	91
IX. BIBLIOGRAFÍA COMPLEMENTARIA	94

I. RESUMEN GENERAL

La distribución de la biodiversidad no es homogénea en el espacio, por lo que una estrategia eficiente de conservación requiere identificar las áreas donde la concentración de esta biodiversidad es mayor. Una importante estrategia de conservación es el establecimiento de áreas naturales protegidas (ANP), las cuales pueden jugar un papel fundamental para mitigar los efectos del deterioro del hábitat siempre y cuando incluyan dentro de sus límites una proporción significativa del área de distribución de las especies de interés. Resulta, por lo tanto prioritario identificar y describir los patrones de distribución de las especies y de su hábitat, de una manera precisa. En la actualidad, la información disponible para describir los patrones de distribución de las especies es escasa, particularmente en el caso de organismos tropicales. Sin embargo, de manera reciente han surgido una serie de herramientas que están mostrando ser de gran utilidad para estimar los patrones de distribución y examinar su posible respuesta a impactos tales como el cambio climático.

En el presente estudio, se analiza cuáles son las zonas que pueden tener un mayor valor para la conservación de especies de anfibios, por presentar hábitat adecuado para ellas desde el punto de vista climático. Asimismo se evalúa qué proporción de este hábitat adecuado estaría contenido en las ANPs existentes en el estado. Por otra parte, se analiza el posible impacto que el cambio climático puede tener sobre las áreas de hábitat adecuado de las especies de anfibios en el estado, utilizando dos modelos de cambio climático contrastantes (A2 y B1) para el 2050. Se generaron modelos de distribución (MDE) utilizando el algoritmo MaxEnt para 21 especies de anfibios de las 54 reportadas para el estado. Como base para la modelación se utilizaron 454 registros de presencia de especies de anfibios, 6 variables bioclimáticas, información sobre altitud y una capa de sesgo. Para realizar las proyecciones del cambio futuro en la distribución del hábitat se utilizó la misma información, más las variables bioclimáticas correspondientes proyectadas para el 2050 (modelo canadiense A2 y modelo estadounidense B1).

Se encontró que existen áreas del estado donde coinciden áreas de hábitat apropiado para hasta 15 de las especies analizadas. Menos del 1% de esta área de coincidencia se encuentra en alguna ANP. En relación al análisis del impacto de cambio climático, se pronostica un aumento en general en la extensión del hábitat apropiado de las especies desde el punto de vista climático. Sin embargo, esto se asocia con la aparición de áreas de hábitat apropiado, para un buen número de especies, en áreas que presentan una baja coincidencia con las originales. Por lo tanto, la capacidad de dispersión de las especies puede ser un aspecto fundamental para determinar su capacidad de responder al impacto del cambio climático. En términos de manejo y conservación, es evidente la urgente necesidad de aumentar el área protegida dentro del estado, de manera de formar una red que permita a las especies contar con corredores para desplazarse y responder al impacto del cambio climático y otras perturbaciones derivadas del impacto humano.

II. SUMMARY

The distribution of biodiversity is not homogeneous in space, so efficient conservation strategies require identifying areas where the concentration of this biodiversity is greatest. An important conservation strategy is the establishment of natural protected areas (NPA), which can play an important role in mitigating the effects of habitat degradation provided that they include within their boundaries a significant proportion of the distribution range of the species of interest. It is, therefore a priority, to identify and describe the distribution patterns of species and their habitat in a precise way. Currently, the available information to describe the distribution patterns of the species is scarce, particularly in the case of tropical organisms. However, recently, there have been a number of tools that are proving to be very useful for estimating the species distribution patterns, and to and examine their potential response to certain impacts such as climate change. In the present study, we examine which areas may have a higher value for the conservation of species of amphibians, to present suitable habitat for them from a climatic point of view. Also, we assess how much of this suitable habitat would be contained in existing NPAs in the state. Furthermore, we analyze the potential impact that climate change may have on areas of suitable habitat for amphibian species in the state, using two contrasting models of climate change (A2 and B1), projected for 2050. Species distribution models (SDM) were generated using the MaxEnt algorithm for 21 of the 54 species of amphibians reported for the state. As a basis for modeling presence records, 454 species of amphibians, 6 bioclimatic variables, altitude information and a layer of bias were used. To make projections of future change in the distribution of habitat used the same information, plus the corresponding bioclimatic variables projected for 2050 (Canadian model A2 and G.F.D.L. model B1). We found that there are areas of the state where suitable habitat areas match up to 15 species analyzed. Less than 1% of the area of overlap is in some NPA's. Regarding the analysis of the impact of climate change, an increase in general is

forecast at the extent of suitable habitat for the species from the climatic point of view, however, this is associated with the appearance of areas of suitable habitat for a number of species, in areas that have a low match to the originals. Therefore, the dispersal ability of the species can be a key to determine their ability to respond to the impact of climate change. In terms of management and conservation, the urgent need to increase the protected area within the state is clear, so as to form a network of biological corridors that enable species have enough space to move and respond to the impact of climate change and other disturbances resulting from human impact.

III. INTRODUCCIÓN GENERAL

El impacto que las actividades humanas están ejerciendo sobre la biodiversidad es un tema de gran importancia dada su magnitud. Una de las manifestaciones más evidentes de este impacto es la creciente extinción de poblaciones de vertebrados silvestres (Gibbons y Stangel 1999, Ceballos y Ehrlich 2002). La intensificación de la agricultura, la urbanización y la sobre-explotación de los recursos naturales ha provocado que 19% (11,939 spp) de las 62,329 especies de vertebrados a nivel mundial se encuentren en riesgo de extinción (Baillie et al. 2010). Si a esta situación se le agrega la evidencia creciente que el cambio climático, causado por las actividades humanas, está modificando de manera significativa los patrones de distribución de temperatura y precipitación a nivel global, se termina por conformar un escenario de grave amenaza para la biodiversidad (Arriaga y Gómez 2007, IPCC 2007). Diversos autores han llamado la atención sobre el riesgo que el cambio climático tiene para alterar los patrones de distribución de las especies, aumentando su grado de amenaza o incluso causando su extinción (IPCC 2002, Bravo-Cadena et al. 2011), por lo que es crítico incorporar su efecto en la elaboración de estrategias de manejo y conservación (Urbina-Cardona 2008).

Si bien los impactos de la perturbación humana sobre los vertebrados son generalizados existen grupos de que son particularmente sensibles (Baillie et al. 2010). Uno de estos grupos es el de los anfibios. Las especies dentro de este grupo se caracterizan por tener una tolerancia restringida a las oscilaciones en la temperatura ambiental y la precipitación y por tener requerimientos muy específicos en cuanto a su hábitat (p.ej., presencia de cuerpos de agua sin contaminar) por lo que son fuertemente afectadas por los cambios en la cobertura y uso de suelo y por los efectos derivados del cambio climático (Urbina-Cardona et al. 2006, IPCC 2007). Como reflejo de esta situación, los anfibios son el grupo de vertebrados que posee la proporción más elevada de sus especies en riesgo de extinción, 30% de sus más de 6000 especies (Frost 2008, Baillie et al. 2010, AmphibiaWeb 2012). Asimismo, los

anfibios son el grupo que presenta una mayor proporción de sus especies (25.4%) con deficiencia de datos, lo que impide caracterizar con certeza su estado de conservación (Baillie et al. 2010, IUCN 2009). Este último dato es particularmente relevante ya que es muy probable que entre estas especies existan varias amenazadas.

Resulta crítico, entonces, contar con información biológica básica que permita diseñar estrategias efectivas para el manejo y conservación de las especies en este grupo (Collen et al. 2008). En este sentido, un elemento que resulta fundamental es contar con descripciones precisas de los patrones de distribución geográfica de sus especies, especialmente de aquellas que son endémicas o las que presentan requerimientos de hábitat muy específicos (Urbina-Cardona y Flores Villela 2010).

México se ubica en 4to lugar a nivel mundial en términos de riqueza de especies de anfibios con 361 especies, 65% de las cuales son endémicas al país (CONABIO 2008a, Urbina-Cardona y Flores-Villela 2010). Por su parte, Michoacán ocupa el sexto lugar a nivel nacional en riqueza de herpetofauna (Ochoa-Ochoa y Flores Villela 2006). En el estado se tienen registradas 54 especies de anfibios, 30 de ellas endémicas a México y siete endémicas a Michoacán, tales como *Ambystoma dumerilli* y *Lithobates dumni*. Desafortunadamente, el 48% de las especies de anfibios del estado se encuentran en riesgo de acuerdo a la Norma Oficial Mexicana (NOM-059-SEMARNAT-2010). A pesar de que se reconoce la gran riqueza de anfibios existente en México, el conocimiento sobre aspectos básicos de su biología es aún muy escaso y muchas regiones del país permanecen aún sin ser estudiadas. Si a esto añadimos la grave situación de deterioro ambiental que prevalece en la mayor parte del territorio nacional, debido a la acelerada expansión de las fronteras agrícola, ganadera, forestal y urbana, se incrementa la urgencia de contar con información básica sobre este grupo (García-Vázquez et al. 2006). En el caso específico de Michoacán, a esta problemática se añaden la ausencia de una red amplia de áreas naturales protegidas y la evidencia de que los niveles de aridez de su territorio pueden aumentar a causa del cambio climático (Sáenz-Romero et al. 2009).

Michoacán cuenta con 53 áreas naturales protegidas en la actualidad, que en su totalidad cubren tan sólo el 1.6% de su superficie. Cinco de estas áreas cuentan con plan de manejo y cuatro más están en proceso de tenerlo. Treinta y ocho de las 53 áreas naturales protegidas en el estado se crearon por decreto federal (7 parques nacionales, 1 zona protectora de flora y fauna silvestre, 29 zonas protectoras federales y 1 reserva especial de la biosfera) (Velázquez-Montes et al. 2005).

Existe un antecedente muy valioso en Michoacán en términos de investigación sobre su herpetofauna. Estos estudios se han enfocado a realizar listados de especies, comparaciones de la composición de comunidades, monografías, claves de identificación y análisis de los requerimientos ambientales (Duellman 1965, Medina-Aguilar et al. 2011). Sin embargo, son pocos los estudios que han abordado la descripción sistemática y general de los patrones de distribución de las distintas especies de anfibios presentes en el estado como los trabajos de Urbina-Cardona y Flores-Villela (2010). Menos aún, son los estudios que han abordado el tema de conservación de anfibios bajo la perspectiva del impacto del cambio climático en el estado. Esto a pesar de que los bosques templados, tropicales y mesófilos de montaña, que constituyen un componente muy importante dentro de los ecosistemas naturales de Michoacán, han sido identificados como particularmente susceptibles a ser afectados por el cambio climático (Villers y Trejo 1998).

Un enfoque novedoso que ha tomado fuerte impulso en los últimos años para describir los patrones de distribución de especies y el posible impacto del cambio climático en ellos, es el modelado de distribución de especies. Este enfoque engloba un conjunto de herramientas que permiten estimar el área de distribución potencial geográfica de las especies a partir de registros de presencia y variables que describen características de su ambiente (por ejemplo, precipitación, temperatura, altitud, etc.) (Elith et al. 2006, Giovanelli et al. 2007, Bravo-Cadena et al. 2011).

Por lo anterior, el presente estudio se enfoca a abordar las siguientes preguntas de investigación: ¿Es posible modelar los patrones de distribución de los anfibios en el estado de Michoacán en función de variables físico-ambientales y registros de presencia? Dado que se cumple lo anterior, ¿Es posible identificar áreas de particular

importancia en donde coincide hábitat adecuado para varias especies, incluyendo aquellas endémicas y amenazadas?

¿Es posible a través de este enfoque generar información sobre el efecto potencial del cambio climático sobre los patrones de distribución del hábitat más adecuado de las especies de anfibios en el estado?

IV. HIPÓTESIS

Las hipótesis específicas que se abordan en este estudio son:

1. Existen zonas dentro del estado en donde se superpone el hábitat adecuado para un mayor número de especies de anfibios.
2. Dada la reducida proporción de la superficie del estado que corresponde a áreas naturales protegidas, la proporción de hábitat más adecuado de las especies de anfibios que está protegida debe ser una fracción muy pequeña de su total.
3. Dado que se predicen aumentos en las temperaturas y disminuciones en las precipitaciones en el estado a consecuencia del cambio climático, es de esperarse que existan cambios significativos en las características (extensión y ubicación) del hábitat más apropiado de las especies de anfibios en el futuro.

V. OBJETIVOS

5.1. *Generales*

Describir los patrones de distribución del hábitat adecuado de las especies de anfibios presentes en Michoacán. Como base para:

- Identificar áreas de mayor coincidencia de hábitat adecuado de anfibios.
- Evaluar el grado de protección que estas áreas de coincidencia presentan por parte de las ANPs.
- Analizar el impacto del cambio climático sobre los patrones de distribución del hábitat apropiado de las especies.

5.2. *Particulares*

5.2.1. Elaborar una base de datos de registros geo-referenciados de especies de anfibios en Michoacán.

5.2.2. Describir los patrones de distribución de hábitat apropiado de las especies de anfibios de Michoacán con base en la aplicación de técnicas de modelado espacial.

5.2.3. Identificar áreas de coincidencia de especies (ACEs) para la conservación de especies de anfibios en Michoacán (i.e., áreas que presenten condiciones físico-ambientales adecuadas para la co-existencia de un número elevado de especies).

5.2.4. Evaluar la proporción de áreas de coincidencia de especies (ACEs) de anfibios que está contenida dentro de las áreas naturales protegidas existentes dentro del estado.

5.2.5. Evaluar el posible impacto que el cambio climático puede tener sobre los patrones de distribución del hábitat apropiado de las especies de anfibios con especial énfasis en las endémicas y amenazadas.

**CAPÍTULO 1: UN ANÁLISIS DE LA DISPONIBILIDAD DE
INFORMACIÓN PARA MODELAR LA DISTRIBUCIÓN DE ESPECIES
DE ANFIBIOS EN MICHOACÁN**

RESUMEN

A pesar de que existe un volumen sin precedentes de información sobre especímenes biológicos, prevalecen marcadas carencias para algunas regiones del planeta y grupos particulares de organismos. Estas carencias limitan fuertemente nuestra capacidad de describir los patrones de distribución de especies, particularmente en las regiones tropicales, donde más se requiere este tipo de información dada la fuerte amenaza que experimentan. El presente estudio tiene la finalidad de analizar la disponibilidad y características de la información existente sobre la presencia de especies de anfibios en Michoacán en el contexto del modelado de distribución de especies. Existe una alta riqueza de especies incluyendo amenazadas y endémicas en Michoacán. A partir de las bases de datos del Laboratorio de Herpetología del INIRENA y del Sistema Nacional de Información Biológica de la CONABIO se recopilaron 8050 registros de presencia de anfibios para Michoacán y sus estados colindantes. Esta información se sometió a un proceso de depuración que involucró la revisión de su geo-referencia, nomenclatura taxonómica y período de colecta. Como resultado de esta depuración, el número de registros se redujo a 1440, los cuales incluyeron a 44 especies (80% del total de especies en el estado). El 49% de estas especies contó con menos de 20 registros. Además, se detectó que las áreas naturales concentraron un porcentaje de registros mayor al esperado en función de su extensión, esto en el caso de especies de distribución relativamente común, y que 71% de los registros se concentraron a menos de 4 km de los caminos. Estos dos resultados sugieren un sesgo en la colecta de datos.

El avance en la comprensión de los patrones de distribución de especies en áreas de alta diversidad requiere realizar un mayor esfuerzo para coleccionar datos siguiendo metodologías estandarizadas que garanticen que la información obtenida sirva para llenar los huecos existentes.

PALABRAS CLAVE: biodiversidad tropical, modelado de distribución de especies, muestreo estandarizado, colecciones biológicas.

ABSTRACT

Although there is an unprecedented amount of information about biological specimens, marked deficiencies prevail in some regions of the planet and on particular groups of organisms. These shortcomings severely limit our ability to describe the distribution patterns of species, particularly in tropical regions, where such information is most needed given the strong threat they experience. The present study aims to analyze the availability and characteristics of existing information on the presence of species of amphibians in Michoacán in the context of species distribution modeling. Michoacan has a high richness of species that includes threatened and endemic amphibians. From databases from LH-INIRENA Herpetology Laboratory and the SNIB-CONABIO, 8050 amphibian presence records were collected in Michoacan and neighboring states. This information was subjected to a depuration process involving the review of the georeference, taxonomic nomenclature and collection period. As a result of this depuration, the number of records dropped to 1440, which included 44 species (80% of all amphibian species in the state). 48% of these species had fewer than 20 records. In addition, it was found that natural protected areas concentrated a percentage of records higher than expected based on their extension that in the case of relatively common species distribution, and that 71% of the records were concentrated to less than 4 km to roads. These two results suggest a bias in the data collection.

Progress in understanding the distribution patterns of species in high diversity areas require more effort to collect data using standardized methodologies to ensure that the information obtained will serve to fill the gaps.

KEYWORDS: tropical biodiversity, species distribution modeling, standardized sampling, biological collections.

1. INTRODUCCIÓN

Históricamente se ha reconocido que la distribución geográfica de las especies es una fuente extremadamente rica de información sobre los procesos evolutivos, ecológicos e incluso geológicos que han influido sobre las características de la biota (Wallace 1876). El conocimiento de los patrones de distribución de las especies es, por lo tanto, fundamental para la realización de distintos estudios biológicos, desde los históricos, teóricos y conceptuales (Franklin 2010), hasta los aplicados (Urbina-Cardona y Loyola 2008, Araújo et al. 2011).

El desarrollo tecnológico relacionado con la capacidad de cómputo y disponibilidad de nuevos métodos analíticos ha impulsado un creciente interés en la descripción de los patrones de distribución de las especies (Lobo et al. 2010). En gran medida, este interés se engloba dentro de lo que se ha dado a conocer como Modelos de Distribución de Especies (MDE). En términos generales, los MDE combinan observaciones de la presencia de especies (registros geo-referenciados), con información ambiental (por ejemplo climática, topográfica, de tipos de vegetación, topográfica, etc.) que se asume pueden afectar su presencia (Franklin 2010). La identificación de combinaciones específicas de los valores de las variables ambientales que se asocian con la presencia de la especie de estudio, permiten, posteriormente, hacer inferencia sobre la existencia de otras áreas que puedan resultar potencialmente adecuadas para la misma (Townsend et al. 2011). La representación de estas áreas de hábitat potencialmente apropiado se hace generalmente a través de mapas.

De acuerdo a la información que los MDE utilizan, se pueden dividir en dos grandes categorías: a) Cuando se cuenta con información de las localidades donde la especie está presente y donde está ausente. En estos casos es posible aplicar técnicas estadísticas tales como regresión múltiple (Prasad et al. 2006), modelos lineales generalizados (GLM) y modelos aditivos (GAM) (Guisan y Zimmermann

2000). b) En el caso donde solamente se cuenta con datos de la presencia de especies pero no de su ausencia, se utilizan otras herramientas tales como los algoritmos genéticos (GARP, Stockwell y Peters 1999), las basadas en máxima entropía (MaxEnt) (Phillips et al. 2006) y las que utilizan análisis multivariado (ENFA; Hirzel et al. 2002).

En virtud de que la información más disponible para describir los patrones de distribución de especies es la que proviene de colecciones biológicas, presentes en museos, jardines botánicos, institutos y universidades, la cual generalmente se restringe a registros de presencia, los modelos de la categoría b) son los de uso más generalizado. Se estima que en la actualidad se cuenta con 1.2 a 2.1 miles de millones de especímenes en colecciones biológicas en todo el mundo (Ariño 2010). La información asociada a una buena parte de estos especímenes puede ser consultada en línea a través de organizaciones tales como el Sistema Nacional de Información Biológica de la Comisión Nacional para la Biodiversidad (SNIB-CONABIO) y la Global Biodiversity Information Facility (GBIF).

A pesar del extenso volumen que tiene esta información, se ha documentado que existen marcadas carencias en cuanto a la misma para algunas regiones del planeta y grupos específicos de organismos, lo que se conoce respectivamente como caída de Wallace y caída de Linneo (Bini et al. 2006). Por ejemplo, existe una importante deficiencia de información para las regiones tropicales, a pesar de estas albergan la mayor biodiversidad y están al mismo tiempo sujetas a una fuerte amenaza antropogénica (Cayuela et al. 2009). Asimismo, no se cuenta con información básica sobre un gran número de especies, particularmente aquellas distribuidas en áreas remotas o con tallas corporales pequeñas.

Además de los factores mencionados, existen problemas que limitan la utilidad de la información contenida en colecciones biológicas para modelar los patrones de distribución de especies. Entre estos problemas se pueden mencionar la falta de una geo-referencia precisa y la carencia de una nomenclatura taxonómica estandarizada

(De Giovanni et al. 2012). La combinación de los huecos existentes en la información sobre los registros de presencia de especies y la deficiencia en su información asociada terminan por generar una importante limitación en términos de nuestra capacidad de describir los patrones de distribución de especies, particularmente en las regiones tropicales, que son donde más se requiere este tipo de información dada la fuerte amenaza que experimentan.

El presente estudio tiene la finalidad de analizar la disponibilidad y las características de la información existente sobre la presencia de especies de anfibios en el estado de Michoacán, México. Los anfibios son un grupo cuya ecología y fisiología están estrechamente ligadas a la variación de atributos ambientales tales como el clima. Esta característica hacen que el modelado de distribución de especies sea una herramienta con un potencial particularmente alto para ser aplicado en las especies de este grupo. El estado de Michoacán destaca por su diversidad en anfibios, ya que cuenta con 54 de las 361 especies que se reportan para el país, incluyendo 30 especies que son endémicas a México y 7 a Michoacán (CONABIO, 2007). De las 54 especies de anfibios presentes en el estado, el 48% se encuentra en alguna categoría de riesgo de acuerdo con la NOM-059-SEMARNAT-2010. En específico, se recopila la información existente de registros de especies de anfibios en el estado y se analiza en términos de la información de geo-referencia asociada, el uso de nomenclatura taxonómica actualizada y estandarizada, su actualidad y su ubicación espacial.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1 Área de estudio

Localizado en el centro-occidente del país, entre los 20° 24' y los 17° 55' de latitud Norte y los 100° 04' - 103° 44' de longitud Oeste, con una superficie de 58,599 km² (Fig.1), el Estado de Michoacán es un territorio de contrastes topográficos asociados a la presencia del Eje Neovolcánico y la Sierra Madre del Sur. Los Climas predominantes en el estado son: Cálido subhúmedo con lluvias en verano, templado

subhúmedo con lluvias en verano, semicálido subhúmedo con lluvias en verano, y el semiseco muy cálido. La precipitación media anual es de 961 milímetros, mientras que para el caso de la temperatura, la media anual varía entre 14.7 °C y de 29.6 °C debido a las grandes variaciones en altitud.

Existe una amplia variedad de asociaciones vegetales tanto de afinidad tropical (p.ej. bosque tropical caducifolio y subcaducifolio) como de afinidad templada (p.ej. bosques de encino y de coníferas) debido a la gran variedad de ambientes presentes en el estado. De igual manera, Michoacán ocupa el quinto lugar a nivel nacional en términos de la magnitud de su diversidad biológica (CONABIO, 2007) que incluye 1238 especies de vertebrados. Desafortunadamente, esta gran biodiversidad se encuentra severamente amenazada principalmente por una causa: el impacto humano con la destrucción y degradación de sus hábitats.

Para la realización de los análisis del presente trabajo se consideraron los registros de anfibios disponibles, y se decidió incluir a los estados colindantes a Michoacán (Colima, Jalisco, Querétaro, Guanajuato, Estado de México y Oaxaca), con lo que el área de estudio contempló un total de 302,195km² de territorio mexicano para análisis posteriores.

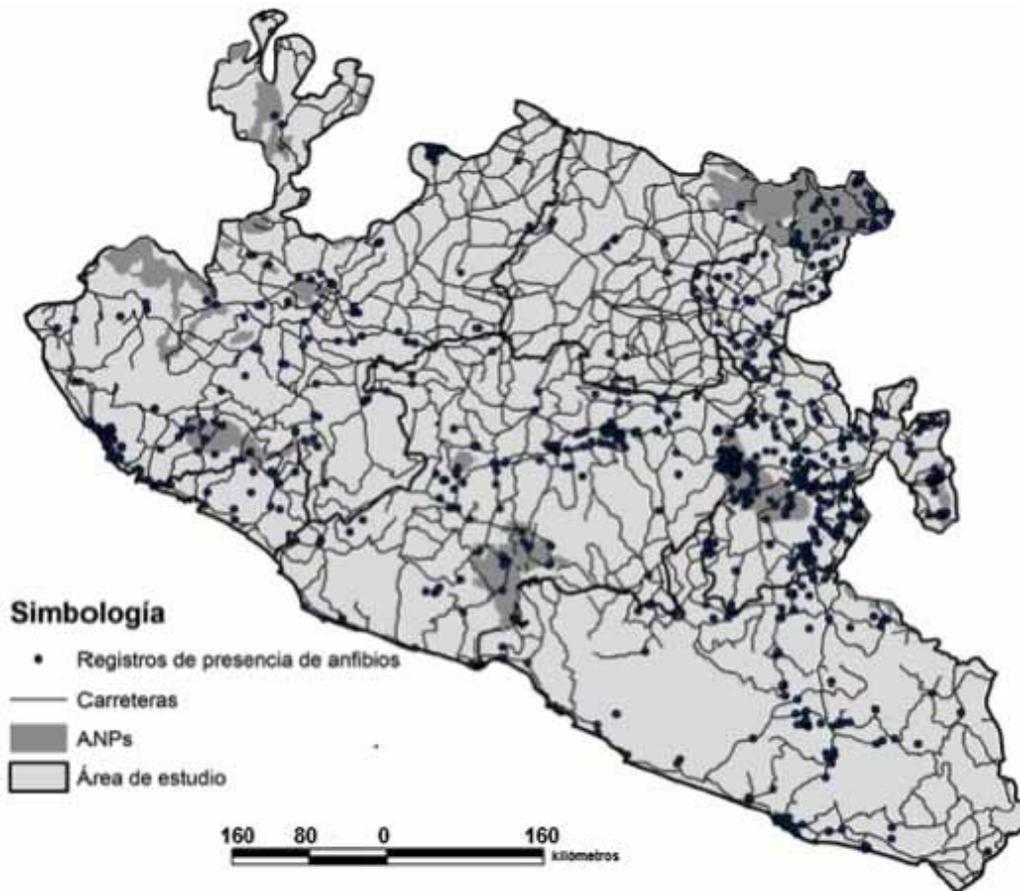


Figura 1. Área de estudio que incluye al estado de Michoacán y los estados vecinos de donde se recopiló información adicional sobre registros de especies. Se muestra la ubicación de las ANPs federales, carreteras y la de todos los registros geo-referenciados utilizados en este estudio.

2.2. Recopilación y organización de base de datos de presencia de especies de anfibios

Con el fin de obtener una mayor cantidad de registros de presencia de especies reportadas para Michoacán, la recopilación abarcó los estados colindantes (Colima, Jalisco, Querétaro, Guanajuato, Estado de México y Oaxaca). Las principales fuentes de registros de anfibios consultadas fueron la base de datos del Laboratorio de Herpetología del Instituto de Investigaciones sobre los Recursos Naturales (LH-INIRENA) y el Sistema Nacional de Información Biológica de la Comisión Nacional para el Uso y Conocimiento de la Biodiversidad (SNIB-CONABIO). La base de datos de la colección de herpetofauna del LH-INIRENA es el producto de distintas

investigaciones de campo que el personal del laboratorio ha realizado desde 1993 principalmente dentro y alrededor del estado de Michoacán. Por otra parte, la base de datos obtenidas del SNIB incluyó registros de las siguientes colecciones nacionales e internacionales: 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).

El proceso de revisión de la información contenida en estas bases de datos se realizó tomando como base el “Manual de procedimientos para la Geo-referenciación de localidades de colecciones biológicas” de la CONABIO (2008). Dado que la información bioclimática 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.

2.3. Revisión de las coordenadas geográficas de los registros de presencia de anfibios

Para este proceso se optó por separarlo en dos partes. La primera se enfocó en revisar registros que carecieran de coordenadas pero que contaran con información que permitiese ubicar de manera relativamente precisa 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) fueron utilizados para obtener una geo-referencia aproximada del dato de colecta con respecto a la información proporcionada con la localidad. Para el caso de los registros provenientes de la colección de herpetofauna del LH-INIRENA, esta información se optimizó con base al conocimiento experto de investigadores de campo. La segunda

parte se enfocó a revisar los registros que contaran con una geo-referenciación. En estos, se verificó la información para detectar irregularidades (p.ej. que un dato registrado para un estado tuviera coordenadas que lo ubicaran fuera del mismo). Los registros que con los métodos anteriores no pudiese asignárseles una geo-referencia confiable fueron descartados. Se estandarizó que el formato de las coordenadas geográficas fuera de grados decimales y que todos utilizaran la proyección GCS WGS1984.

2.4. 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.

2.5. 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 registros de presencia de cada especie como una forma de evaluar su grado de aglomeración. La distancia entre registros de presencia se midió utilizando la extensión HawthTools (<http://www.spatalecolology.com/htools>) para el programa ArcMap.

Del sitio web de la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (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 contemplados. Se consideraron únicamente las reservas de índole federal dado que son las que presentan una mayor extensión. Con la herramienta 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 descargadas de la página web de CONABIO (http://www.conabio.gob.mx/informacion/metadatos/gis/rfisio4mgw.xml? httpcache=yess& xsl=/db/metadatos/xsl/fgdc_html.xsl& indent=no).

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 1000 m. Estos vecindarios se utilizaron para seleccionar los puntos y contarlos. Se consideraron las carreteras pavimentadas y los caminos de primer orden (>14 m de ancho), de segundo orden (>9m y <14m) y de tercer orden (>6m y <9m). Para conocer la distancia promedio entre registros de presencia de anfibios por especie, la herramienta HawthTools fue utilizada.

3. RESULTADOS

Base de datos de presencia de anfibios

Se recopiló un total de 8050 que incluyeron 60 especies. En términos generales, 17% de los datos provinieron del LH-INIRENA y 83% 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 48% tuvo una fecha de colecta mayor o igual a 1950.

3.1. 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 47% de los registros provenientes del LH-INIRENA contaron con geo-referencia. Para este último caso, solo fue posible asignar con certeza datos de geo-referencia a aproximadamente el 6% 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 de SNIB-CONABIO en el 4%. En términos de modificación de la nomenclatura, fue necesario hacer adecuaciones al 10% de los registros de la base del LH-INIRENA y al 42% 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 8% 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 62% de los datos correspondió a registros repetidos para la misma especie.

Una vez eliminadas las especies a las que no fue posible asignar una geo-referencia confiable, se eliminaron además las especies para las que no fue posible actualizar su taxonomía y aquellas con distribución en los estados considerados, pero no reportadas para Michoacán. En total, se concretó la base de datos con 1440 registros para un total de 44 especies lo que representa el 18% de los datos originalmente recopilados.

3.2. Análisis de la distribución espacial de los registros de anfibios

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).

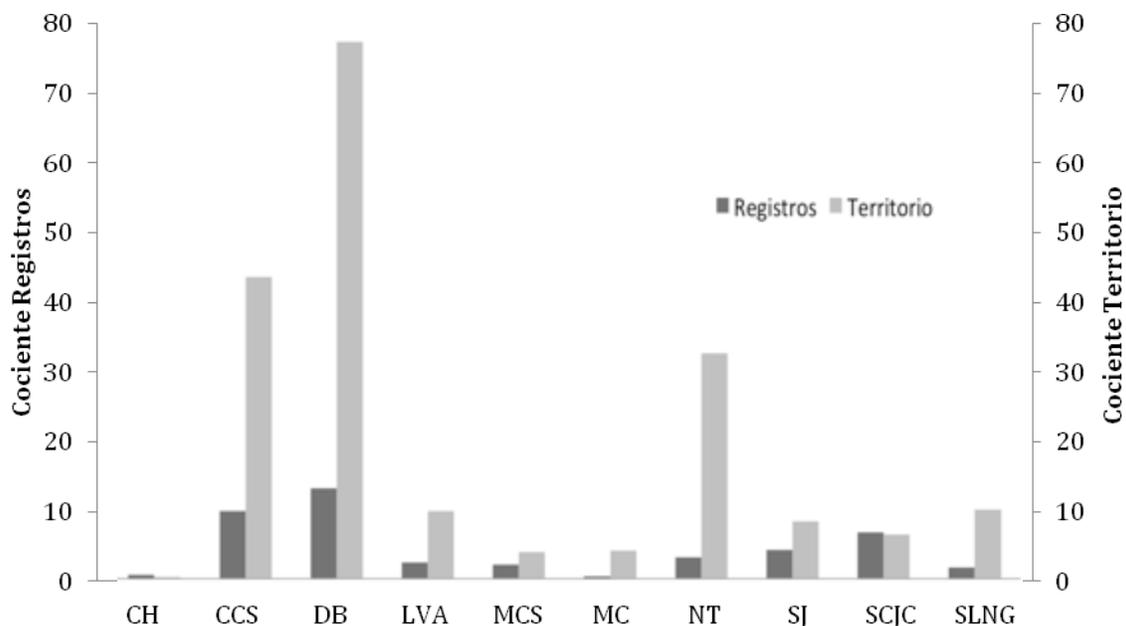


Figura 2. Relacion entre registros fuera y dentro de reservas y territorio protegido y no protegido para distintas subprovincias fisiográficas. CH = Carso Huasteco, CCS= Cordillera Costera del Sur, LVA = Lagos y Volcanes de Anáhuac, MCS = Mesetas y Cañadas del Sur, MC = Mil Cumbres, NT = Neovolcánica Tarasca, SJ = Sierras de Jalisco, SCJC = Sierras de la Costa de Jalisco y Colima, y SLNG = Sierras y Llanuras del Norte de Guanajuato.

Cuando se analizó la distribución de las especies con respecto al número de registros conseguidos, se observaron pocos registros para un importante número de especies (16) de las cuales, el 31% contó con menos de 4 registros. Por otra parte, 28 de las 44 especies presentan números mayores a 9 registros con lo que pueden generarse modelaciones más confiables (Fig. 3).

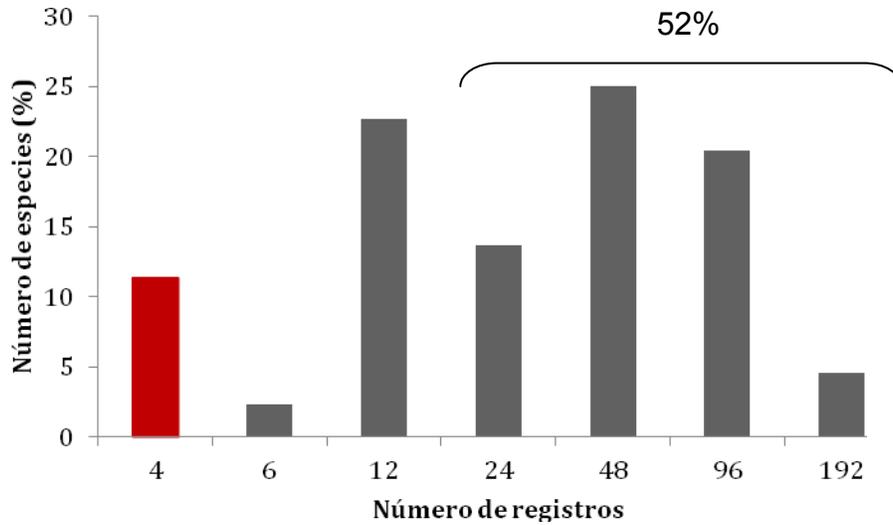


Figura 3. Distribución de las especies de acuerdo a su número de registros. Se muestra las especies con menos de 4 registros y se indica las especies con más de 20 registros.

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).

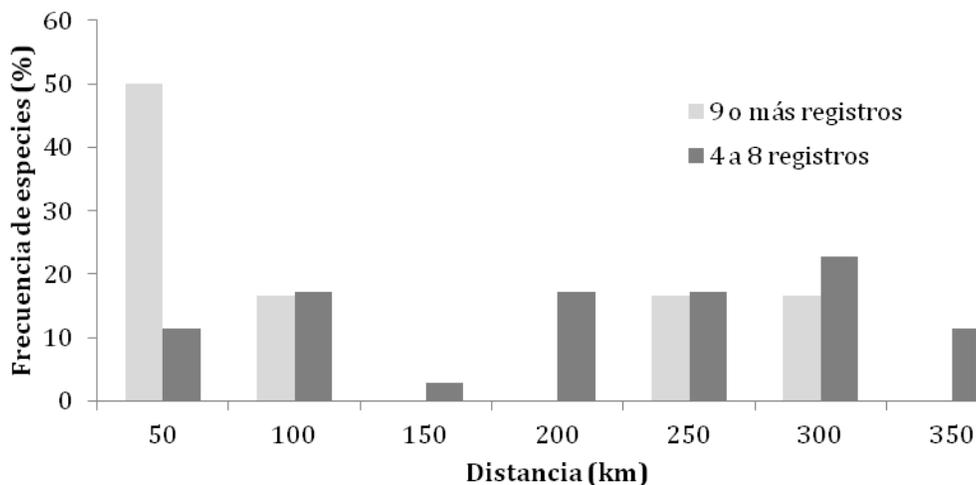


Figura 4. Distancia promedio entre los registros de presencia de las especies de anfibios presentes en el área de estudio. Se distingue entre las especies con pocos registros y las que cuentan con un número relativamente mayor.

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

4. DISCUSIÓN

El incluir un área de estudio mayor a la del estado de Michoacán fue un importante paso en el presente estudio, ya que permitió ampliar de manera significativa el número de registros para las especies de anfibios presentes en el estado. Mediante esta metodología, fue posible obtener registros de presencia para el 81% de las 54 especies reportadas para el estado. Esta abundancia de información de gran importancia, contrasta con el hecho de que al descartar los registros imposibles de corregir, fuese por problemas con su geo-referencia, su taxonomía o que su fecha de colecta fuese anterior a 1950, se tuvieron que eliminar el 82% de los registros de presencia de anfibios. Se han observado reducciones similares en otros estudios al tratarse de control de calidad en registros de presencia, tanto en plantas (De Giovanni et al. 2012), así como en otros grupos como aves, mamíferos y anfibios (ver Cayuela et al. 2009).

Los principales factores que propiciaron la reducción del total de registros disponibles fueron la falta de geo-referencia, la antigüedad de los datos y en el caso de los datos de SNIB-CONABIO la repetición de registros de una misma especie 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 (20% de las especies contó con un número menor a 10 spp). Este impacto pudiera reducirse si se incorporan técnicas de modelado como el propuesto por Pearson et al. (2007) que permiten realizar 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 anfibios de Michoacán, el 64% 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 colindantes. 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 podría explicarse por los estudios previos de la biodiversidad existentes necesarios como requisito para el decreto de estas áreas, 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 los registros obtenidos de estas áreas. Estos sesgos pueden ser incluidos en los MDE como MaxEnt y permiten una compensación a este sesgo durante el proceso de modelado (Phillips et al. 2006, Elith et al. 2010). 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.

Por otra parte, a pesar de que se observó una mayor tendencia a que los registros estuviesen más cerca en especies con pocos registros (4 a 8), a diferencia de especies con mayor abundancia de registros (9 o más), no se encontró evidencia de una fuerte aglomeración en los registros por especie.

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 geo-referencia 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.

5. CONCLUSIONES

Se encontró información muy interesante sobre las bases de datos, y por ende, de las especies de anfibios en el estado. Por mencionar un ejemplo, encontramos que existe una relación inversamente proporcional, en la mayoría de los casos, con respecto a las especies de importancia y los registros de presencia de las mismas. Otro caso interesante es que existe un déficit en cuanto a registros de presencia de especies muy comunes, probablemente por asumir que al existir la especie de manera tan cotidiana en regiones tan amplias, esta debe estar bien muestreada y estudiada. A pesar de que se ha desarrollado un trabajo prospectivo de la herpetofauna de la región, este estudio muestra que para ciertos análisis (como el modelado de distribución de especies), esta información es aún limitada para un número importante de estas especies. Resulta prioritario establecer, por medio de talleres y foros, una metodología estandarizada para el registro de especies que son colectadas u observadas por especialistas en el campo y priorizar las áreas y especies que requieren un mayor esfuerzo de muestreo.

6. AGRADECIMIENTOS

Este capítulo se desarrolló bajo la guía de los profesores Eduardo Mendoza, Javier Alvarado Díaz e Ileri Suazo Ortuño. 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 de Maestría en Ciencias en Limnología y Acuicultura del

Instituto de Investigaciones sobre los Recursos Naturales y la Coordinación General de Posgrado de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo por su apoyo para la realización de este estudio.

7. 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>*
- Bini, L.M., J.A.F. Diniz-Filho, T.F.L.V.B. Rangel, R. Pereira Bastos y M. Plaza Pinto. 2006. Challenging Wallacean and Linnean shortfalls: knowledge gradients and conservation planning in a biodiversity hotspot. *Diversity and Distributions*. 12, 475–482
- 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 Ambiente (SUMA) y Secretaría de Desarrollo Agropecuario (SEDAGRO)*. México.
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), 2008. Georreferenciación de las localidades de Colecciones Biológicas. *Manual de Procedimientos*. México. 177pp.
- 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.
Disponibile desde [<http://dx.doi.org/10.4322/natcon.2012.018>]
- Duellman, W. E. 1965. Amphibians and reptiles from the Yucatan Peninsula, Mexico. University of Kansas.
- Elith, J., Kearney M. y Phillips S. 2010. The art of modeling range-shifting species. *Methods in Ecology and Evolution*. 1: 330-342
- Franklin, J. y J.A. Miller. 2010. Mapping Species Distributions. *Cambridge University Press. New York, U.S.A. 320pp.*
- 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
- Medina-Aguilar, O., J. Alvarado-Díaz, e I. Suazo-Ortuño. 2011. Herpetofauna de Tacámbaro, Michoacán, México. *Revista mexicana de biodiversidad*, 82(4), 1194-1202.
- 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
- 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
- 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.*

- Urbina-Cardona, J.N. y R.D. Loyola. 2008. Applying Niche-Based Models to predict endangered-hyloid potential distributions: are neotropical protected areas effective enough?. *Tropical Conservation Science* 1(4):417-445.
- Wallace, A.R. 1876. The Geographical Distribution of Animals: With a Study of the Relations of Living and Extinct Faunas as Elucidating the Past Changes of the Earth's Surface. *Cambridge University Press. New York, U.S.A. 504pp.*
- 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 ANFIBIOS EN MICHOACÁN PARA
DETERMINAR ÁREAS PRIORITARIAS PARA SU CONSERVACIÓN**

RESUMEN

Las áreas naturales protegidas ANPs pueden jugar un papel fundamental para mitigar los efectos del deterioro del hábitat siempre y cuando incluyan dentro de sus límites una proporción relativamente alta del área de distribución de las especies. Para evaluar el grado de protección que las ANPs federales de Michoacán pueden ofrecer a la rica fauna de anfibios del estado, se generaron modelos de distribución (MDE) utilizando el algoritmo MaxEnt para 21 especies de anfibios de las 54 reportadas para el estado. Como insumos de las modelaciones, se utilizaron 6 variables bioclimáticas, una capa de altitud, y se incorporó además una capa de sesgo generada a partir de los análisis de distribución de los registros de presencia colectados. Los MDE resultantes fueron reclasificados en ArcMap para determinar las áreas de hábitat adecuado más probables (probabilidad ≥ 0.7). Se encontró que existe una coincidencia de hábitat para hasta 15 de las 32 especies consideradas en el presente estudio. De las regiones donde se encontraron las zonas con mayor coincidencia de especies, dos se encuentran dentro de ANPs. Menos del 1% del área que concentra 15 especies se encuentra en algún ANP. Se encontraron además áreas en el estado que concentran un número considerable de coincidencia de especies, y que no presentan protección por ningún ANP federal. Resulta prioritario encaminar esfuerzos para aumentar nuestro conocimiento sobre los patrones de distribución de la diversidad de anfibios en esta importante región.

Palabras clave: ANFIBIOS, MODELOS DE DISTRIBUCIÓN, COINCIDENCIA DE ESPECIES, MAXENT

ABSTRACT

Natural protected areas (NPAs) can play a vital role in mitigating the effects of habitat degradation provided that they include within its boundaries a relatively high range of species. To assess the degree of protection that federal NPAs of Michoacán can offer

to the rich amphibian fauna of the state, species distribution models (SDM) were generated using the MaxEnt algorithm for 21 of the 54 species of amphibians reported for the state. As the modeling inputs, 6 bioclimatic variables, an altitude layer, and a bias layer generated from the analysis of collected presence distribution records were used. The resulting SDM were reclassified in ArcMap to determine areas of the most likely suitable habitat (probability ≥ 0.7). We found that there is a coincidence of habitat for up to 15 of the 32 species considered in this study . In regions where areas with higher matching species were found, two were found within NPAs. Less than 1 % of the area which concentrates 15 species lies within a NPA. Areas that concentrate a large number of matching species and do not exhibit any federal protection by a NPA were also found in the state. A great priority is to improve efforts to increase our understanding of the distribution patterns of amphibian diversity in this important region.

Keywords: AMPHIBIANS, SPECIES DISTRIBUTION MODELS, SPECIES HABITAT COINCIDENCE, MAXENT

1. INTRODUCCION

La alteración del hábitat a causa de actividades antropogénicas es la causa más importante de pérdida de la biodiversidad y en particular de la disminución de áreas de distribución de especies. La intensificación de la agricultura, la urbanización y la sobre-explotación de los recursos naturales ha provocado que el 19% (11,939 spp) de las 62,329 especies de vertebrados a nivel mundial que se conocen se encuentren en riesgo de extinción (Baillie et al. 2010). La distribución de la biodiversidad no es homogénea sobre el planeta, y por lo mismo, es importante identificar las áreas donde se concentra gran cantidad de la misma, así como características de interés (especies susceptibles, raras, endemismos y concentración de especies amenazadas) y para establecer estrategias de conservación. Una de estas estrategias, es el establecimiento de áreas naturales protegidas (ANP), ya que estas pueden jugar un papel fundamental para mitigar los efectos del deterioro del hábitat siempre y cuando incluyan dentro de sus límites una proporción relativamente alta del área de distribución de las especies de interés. Por lo tanto, para establecer de manera adecuada estas áreas, es necesario conocer el área de distribución de las especies de interés, es decir, identificar zonas prioritarias para la conservación de especies. Sin embargo, existe el problema de la escasa disponibilidad de la información, en especial para zonas con gran riqueza de especies, como las regiones tropicales, a pesar de estas albergan la mayor biodiversidad y están al mismo tiempo sujetas a una fuerte amenaza antropogénica (Cayuela et al. 2009).

En la actualidad, para mitigar esta escasa disponibilidad de información biológica, y al mismo tiempo optimizar la existente, se han desarrollado técnicas para el modelado de la distribución de especies, que se han incorporado progresivamente como un elemento en apoyo a la identificación de áreas de importancia biológica para su conservación (Lobo et al. 2010). El uso de estos modelos de distribución ha permitido reconocer de manera exitosa los patrones de distribución en distintos

grupos, entre los que destacan: aves (Young et al. 2009), plantas (De Giovanni et al. 2012), insectos (Rinnhofer et al. 2012), anfibios y reptiles (Pawar et al. 2007, Freedman et al. 2008, Urbina-Cardona y Flores-Villela 2010), ente otros (Cayuela et al. 2009).

De los algoritmos existentes para identificar las áreas de distribución de las especies, los de mayor aplicación son los que realizan modelaciones haciendo uso únicamente de registros de presencia y variables ambientales (Giovanelli et al. 2007). Uno de los métodos que ha demostrado ser particularmente eficiente en la actualidad es el de máxima entropía MaxEnt (Elith et al. 2009).

El presente estudio tiene la finalidad de identificar los patrones de distribución potencial de las especies de anfibios en Michoacán, ya que este estado es considerado rico en especies, con el fin de reconocer áreas que concentren características específicas que pudieran ser prioritarias para su conservación. Además, evaluar el grado de conservación actual de estas especies, desde el punto de vista de pertenencia dentro de un área de conservación o generar información que pueda ser usada como sustento biológico para decretar nuevas áreas de conservación. El grupo de los anfibios es especialmente diverso en esta región, en Michoacán se tienen registradas 54 especies de anfibios, 30 de ellas endémicas a México y siete endémicas a Michoacán, lo que resalta la importancia de trabajos de este tipo. Para el presente trabajo, se cuenta con la información básica para realizar la modelación de la distribución potencial de un porcentaje importante de estas especies.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1 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 anfibios presentes en el país. Esto incluye 13 especies endémicas al estado (Alvarado-Díaz et al. 2013).

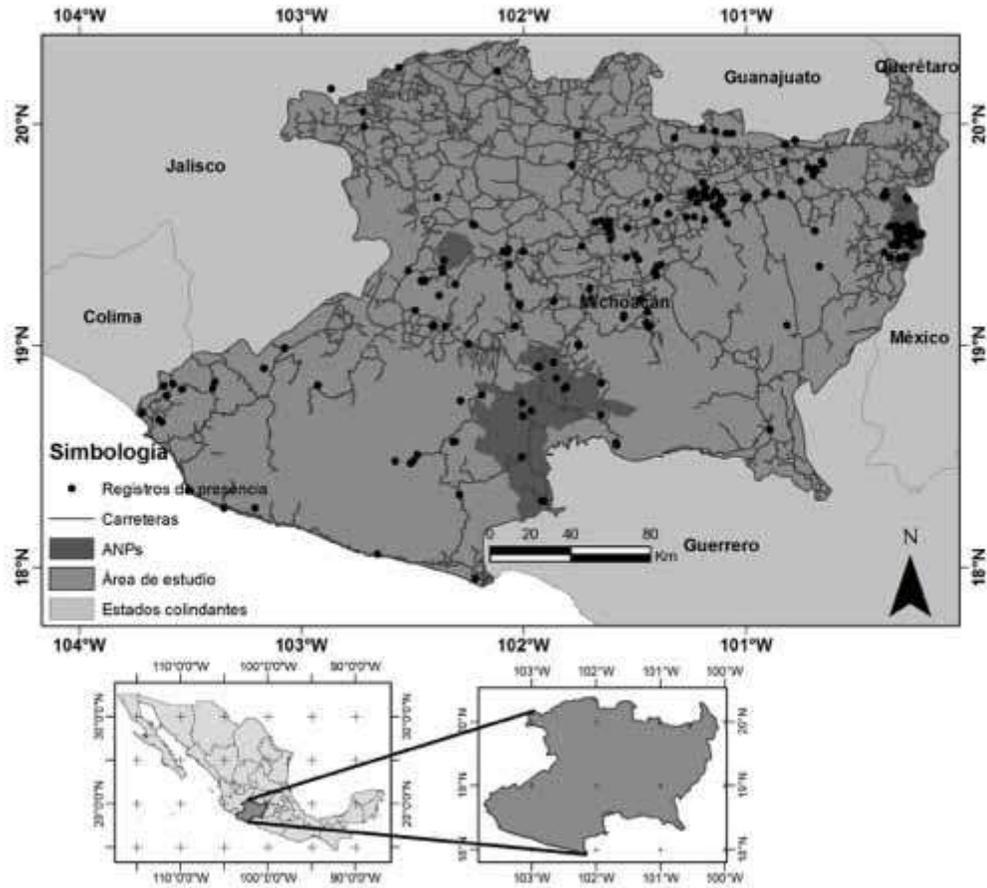


Figura 1: Se muestra la ubicación de las ANPs Federales, Carreteras y el total de registros geo-referenciados para todas las especies de anfibios.

2.2 Base de datos de registros de presencia de anfibios.

Los registros utilizados durante el desarrollo de esta investigación provinieron de dos fuentes principales: la base de datos del Laboratorio de Herpetología del INIRENA-UMSNH y las colecciones contenidas 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 geo-referencia). El análisis de esta base de datos se detalla en el capítulo 1. En total se acumuló información para 44 especies de anfibios de las 54 especies descritas para Michoacán para generar modelaciones que representen razonablemente la distribución del hábitat apropiado de dichas especies.

2.3 Recopilación de capas de información utilizadas en el análisis espacial.

Se descargaron 19 variables ambientales del sitio web Worldclim (<http://www.worldclim.org/>) (version 1.4; Hijmans et al. 2005) que describen la variación en aspectos relacionados a temperatura y precipitación durante el período 1950-2000 para el área de estudio, además de una capa con información de altitud, todas ellas con una resolución especial de aproximadamente de 1km². 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, del mapa de ANPs se extrajeron y utilizaron las 3 ANPs más grandes del estado, que corresponden a la Reservas de la Biósfera Mariposa Monarca, Zicuirán-Infiernillo y Parque Nacional Pico de Tancitaro. Se obtuvieron los mapas de ecorregiones del estado (<http://www.worldwildlife.org/science/ecoregions.cfm>).

2.4 Selección de variables ambientales utilizadas en los modelos de distribución.

Las 19 variables ambientales se derivan de mediciones de temperatura y precipitación obtenidas de estaciones climatológicas por lo que presentan un alto grado de correlación, por lo que, se siguió el método propuesto por York et al. (2009) para reducir el número de variables utilizadas en la modelación. Este proceso incluyó a la variable altitud. Este método consiste en realizar una serie de modelaciones iniciales que incluyen el total de variables ambientales, donde se descartan las que contribuyen con menos del 1% al poder predictivo del modelo. Posteriormente, se realiza un análisis de correlación con ayuda del programa ENMTools1.3 (<http://enmtools.blogspot.mx/>) entre cada uno de los pares de variables restantes y en los casos donde la correlación es mayor al 80% se descarta la variable que contribuye en menor medida al modelo. Al conjunto que resulta de este proceso se le agregaron algunas de las variables descartadas que en la opinión de los expertos, son de interés para la elaboración e interpretación posterior de los resultados del

modelo y que además han sido reportadas en otros estudios de modelado de distribución de anfibios. Al término del análisis, las variables que se decidió utilizar fueron: bio4 (estacionalidad de la temperatura), bio13 (precipitación del mes más húmedo), bio14 (precipitación del mes más seco), bio15 (estacionalidad de la precipitación), bio18 (precipitación del trimestre más cálido), y bio19 (precipitación del trimestre más frío)

2.5 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 como consecuencia de un mayor esfuerzo de muestreo realizado dentro de ciertas áreas existentes en el área de estudio, como pudieran ser áreas naturales protegidas o vías de comunicación. Con el fin de intentar incorporar y compensar 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).

2.6 Modelación de áreas de hábitat más apropiado para las especies de anfibios.

En el programa MaxEnt se introdujeron los datos de presencia de 32 especies de anfibios así como las variables ambientales seleccionadas, con el fin de obtener modelaciones de las especies de anfibios en el estado. Se adjuntó la capa de sesgo y se especificó que el 25% de los registros conformaran el grupo de prueba de los modelos en cada especie. Los resultados obtenidos fueron presentados a los expertos para su consideración.

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 grupo con nueve registros, se utilizaron las siete variables ambientales seleccionadas. En el grupo para 4 a 8 registros, se utilizaron sólo cuatro variables (se descartaron tres de las siete variables ambientales que de acuerdo al criterio experto, en el contexto del presente estudio, presentaban una interpretación más compleja).

El método de validación cruzada fue seleccionado para evaluar el poder predictivo de los modelos. Este método consiste en utilizar una proporción constante de los registros de presencia del modelo con el fin de validar las predicciones del mismo, proceso que se repite hasta que todos los registros de presencia son utilizados en la validación. Se utilizaron 4 validaciones por modelo, lo que corresponde al 25% de los registros para cada especie. Al concluir las modelaciones, se obtuvieron entonces varios mapas por especie, además de un mapa promedio en el que se reportan los distintos valores de idoneidad del hábitat y el valor correspondiente de área bajo la curva (AUC), que permite a su vez medir el desempeño predictivo del modelo en cuestión. Para 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.

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

Al no poder incluir de manera confiable registros de presencia con un número menor a cuatro en las modelaciones con MaxEnt, se procedió a investigar una manera alternativa de una estimación del área de hábitat apropiado para estas especies. Con los registros en ArcMap, para este fin, se obtuvieron polígonos mínimos convexos. Este procedimiento tuvo el inconveniente de que, en la opinión de los expertos, tendió a sobreestimar las áreas de hábitat apropiado de las especies. Por este

motivo se decidió optar por crear un buffer con un radio de 5 km alrededor de cada registro de presencia. Esta área se consideró como área de hábitat apropiado para las 11 especies que presentaron menos de 4 registros de presencia.

2.8 Identificación de ACEs para la conservación de especies de anfibios.

Se reclasificaron los mapas de distribución de las especies obtenidos anteriormente con el programa ArcMap. Se decidió realizar una reclasificación en 5 intervalos para su análisis, de acuerdo con su valor de celda: 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 5 entonces, corresponde al área que incluye el hábitat que puede considerarse más apropiado para las especies. Se definió además como área de coincidencia de especies (ACEs) a la porción del área de estudio donde por lo menos alguna especie presentara área con categoría 5. Con el fin de identificar las ACEs para la conservación de anfibios, se realizó una superposición de los mapas que describían la ubicación de las áreas de hábitat categoría 5 para todas las especies, incluyendo los buffers correspondientes a las especies con menos de 4 registros

2.9 ACEs contenida en ANPs.

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

3. RESULTADOS

3.1 Modelación de áreas de distribución.

Se pudieron realizar modelos confiables para 21 especies mediante el algoritmo MaxEnt. El valor promedio de AUC para los modelos realizados con 9 o más registros fue 0.81. El valor promedio de AUC para los modelos con 4 a 8 registros fue 0.8. En un principio, la modelación en general fue posible para 33 de las 44 especies para las cuales se colectó información confiable de presencia. Once especies de las 44 no pudieron ser incluidas en esta parte del análisis por presentar menos de cuatro registros. Ocho modelos de distribución de especies fueron descartadas posteriormente debido a que su ubicación en el área de estudio contrastaba de manera importante con la literatura y el criterio experto. De los modelos realizados para 21 especies, poco más de la mitad de las ellas (52%) no han sido evaluadas por la NOM y el resto se encuentran bajo amenaza o protección especial. Del mismo modo, la IUCN reporta una deficiencia de datos en el 10% de las especies modeladas y un 38% bajo alguna categoría de riesgo.

3.2 Identificación de ACEs y grado de protección del hábitat más apropiado de los anfibios.

El 18% del territorio en el estado se puede definir como ACEs para los anfibios. Sin embargo, el 77% de esta área corresponde con áreas de hábitat apropiado compartido únicamente por entre 1 y hasta 5 especies. Aún cuando el 81% de las especies utilizadas son endémicas al país (Alvarado et al. 2013), los esfuerzos de conservación son limitados, por lo que la identificación de zonas con un mayor número de especies que comparten hábitat apropiado es un objetivo importante.

Existen dos ecorregiones que sobresalen por el número de especies incluidas en las ACEs que contienen. La primera de ellas corresponde con la Ecorregión denominada Bosque de Pino-Encino del Cinturón Volcánico Trans-Mexicano donde el ACEs coincide para hasta 15 especies en algunas zonas. En el caso de la ecorregión Bosque seco del Bajío, coinciden los hábitats apropiados de hasta 7 especies (Ver apéndice 2).

Se observó además la relación entre la superficie de ACEs y el número de especies compartiendo hábitat apropiado, y resultó ser una relación inversamente proporcional. (Fig.2). Los polígonos de ACEs donde un número importante de especies (más de 5) comparten hábitat apropiado, coincidieron con dos de las tres ANPs utilizadas. En general, el 15% del ACEs en el estado se encuentra protegida por algún ANP. Sin embargo, sólo el 3% de esta área es compartida por entre 10 y 15 especies y el área compartida por el mayor número de especies (15) representa menos del 1%(0.02%) del total de ACEs protegida que se ubica dentro del polígono de la Reserva de la Biosfera Mariposa-Monarca (Fig. 3). Por otra parte las ANPs existentes contienen en promedio un 38% del hábitat apropiado del total de especies modeladas. En promedio alrededor del 8% (Fig. 4)

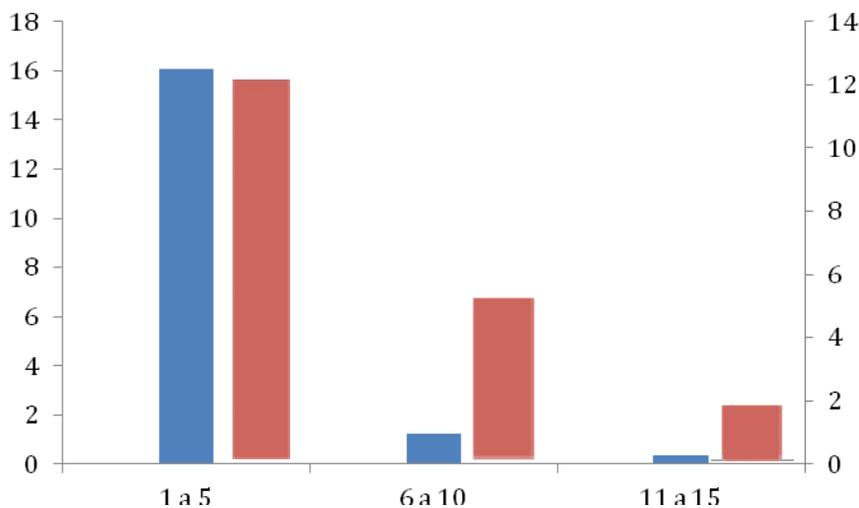


Figura 2. Comparación del porcentaje de superficie de ACEs en el estado y en las ANPs. Las barras azules muestran el porcentaje de ACEs en el estado. Las barras en rojo muestran el porcentaje de ACEs que se encuentra en las ANPs.

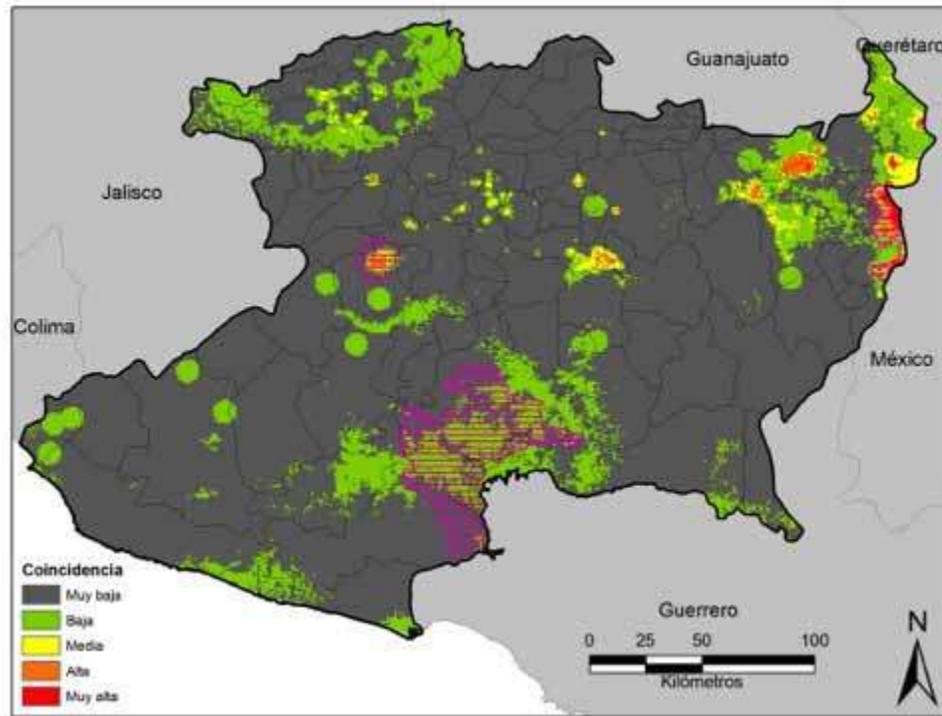


Figura 3. Mapa de ACEs para las especies de Anfibios en Michoacán. Toda la porción del estado que no aparece en gris oscuro se puede considerar como ACEs. La escala de color indica la concentración de especies de anfibios compartiendo áreas de hábitat apropiado. Se muestran en morado los polígonos de las ANPs

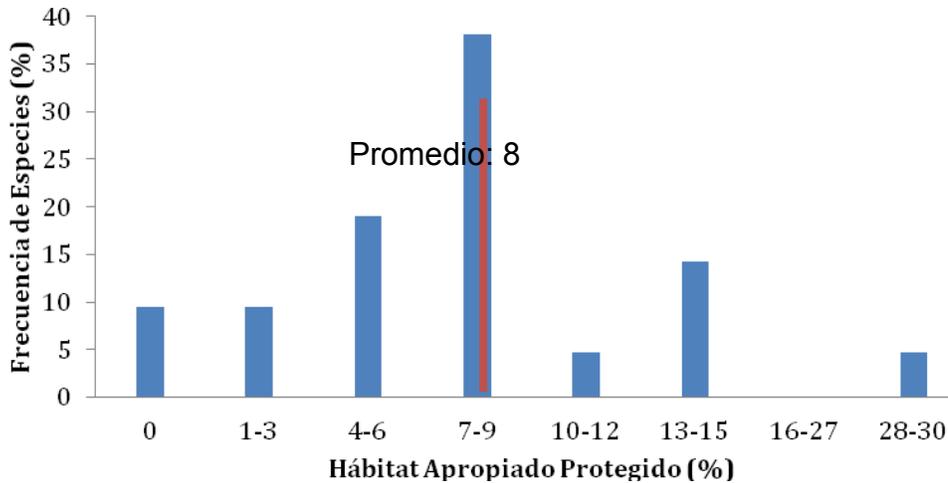


Figura 4. Frecuencias en los porcentajes de ACEs observados por especie.

4. DISCUSIÓN

Se encontró que existe un sesgo en el muestreo de los registros utilizados para realizar los modelos de distribución de especies, que podría en un principio causar problemas para representar adecuadamente a las especies del presente trabajo. Este detalle se ha observado en otros trabajos que manejan registros de presencia como lo menciona Navarro et al. (2003). Para compensar el sesgo en los registros, se realizaron diversos análisis que tuvieron como resultado una capa de sesgo que se incorporó a los moldeos de distribución, junto a una selección de variables ambientales minuciosa, que se apoyó con el conocimiento de expertos en el tema. Por una parte, para esta selección de variables ambientales a ser utilizadas en las modelaciones con MaxEnt, se decidió optar por una generalización en las necesidades ambientales para el total de especies de anfibios de las cuales se obtuvieron registros de presencia. Esta decisión surgió de un estudio de Urbina-Cardona y Flores-Villela (2009) donde no se realizó distinción alguna sobre los registros o las variables utilizadas. Lo que se observó en los resultados, fue que los modelos resultantes tendieron a disminuir en calidad en particular para las especies consideradas con distribución en climas templados, a diferencia de aquellas ubicadas

en sitios más tropicales, las cuales coincidían más frecuentemente con el criterio de los expertos.

A pesar de todo, fue posible la modelación de casi la mitad de las especies de anfibios del estado. Aún cuando se eliminaron varios modelos de distribución de especies, los modelos restantes resultaron altamente confiables para la determinación del hábitat apropiado de las especies. Todos los modelos realizados consideraron a alguna especie de importancia, ya sea por falta de información, categoría de riesgo o endemismo. Se considera que los detalles en la calidad de los modelos realizados, pueden deberse a factores relacionados con el proceso de selección de variables, que preferentemente debe realizarse personalizada para cada especie o en su defecto para especies con requerimientos ambientales similares.

Cabe mencionar que una proporción considerable de especies cuyo hábitat apropiado se encuentre en algún área natural protegida, no necesariamente implica que el grupo se encuentre protegido o que esté asegurada su supervivencia.

Con los análisis de ACEs protegida para especies de anfibios en el estado, se observa que es necesario, no solo aumentar las áreas de hábitat apropiado actualmente protegidas sino también incluir a algunas otras especies que en los análisis no se encuentran consideradas.

Es de suma importancia continuar con análisis personalizados para cada especie de anfibio, ya que el presente trabajo puede considerarse como una generalización, y esto puede estar dejando de lado información biológica importante sobre las especies estudiadas. Por ejemplo existen especies de anfibios muy resistentes y que bajo condiciones adecuadas pueden convertirse en plaga y amenazar ciertos ecosistemas, como mencionan Urbina-Cardona et al. (2011) para el caso de la rana toro (*Lithobates catesbeianus*), así como especies muy sensibles a cambios en su hábitat como lo menciona Parra-Olea et al. (2005) para el caso de algunas salamandras. La localización de áreas de hábitat apropiado para los anfibios debe continuar y de preferencia convertirse entonces en propuestas de áreas naturales

protegidas, y posteriormente el la creación de nuevas ANPs que consideren especies susceptibles de este importante género.

5. CONCLUSIONES

A pesar de sus limitantes, los resultados de los modelos de distribución de especies permiten identificar un conjunto de áreas que pueden tener un papel particularmente importante en la conservación de especies de anfibios en el estado. En el presente trabajo se realizó una selección de variables para los modelos, proceso que recomendamos ampliamente, ya que además de evitar el sobreajuste del mismo, permite incluir el criterio experto en una sección crucial del modelado. El establecimiento de valores al crear y utilizar la capa de sesgo debe ser un proceso analizado cuidadosamente, ya que los distintos valores en esta capa afectarán de distinta manera el proceso de modelación. En términos generales, el área prioritaria para los anfibios representa una proporción relativamente pequeña de la superficie del estado (cerca de una sexta parte), y su grado de protección por ANPs en la actualidad, asumiendo que funcionan perfectamente, es aún reducido. Se requiere de un mayor número de ANPs en la región cuyo diseño debe estar basado en una planeación sistemática que incorpore los factores que amenazan la diversidad actualmente (deforestación) y en el futuro (cambio climático). Se recomienda el fomentar estrategias para promover la diversidad biológica, como pueden ser la creación de nuevas ANPs, la eficientización del manejo de las presentes y el establecimiento de corredores biológicos entre ellas.

6. AGRADECIMIENTOS

Este capítulo se desarrolló bajo la guía de los profesores Eduardo Mendoza, Javier Alvarado Díaz e Ireri Suazo Ortuño. Para la revisión de los modelos generados se

contó con la ayuda del pas. de biól. Arturo Jonatan Torres y el M.C. Javier Alvarado Díaz.. Se agradece al Programa de Maestría en Ciencias en Limnología y Acuicultura del Instituto de Investigaciones sobre los Recursos Naturales y la Coordinación General de Posgrado de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo por su apoyo para la realización de este estudio.

7. LITERATURA CITADA

- 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.tropicalconservationscience.org]
- 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
- 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.
- Parra Olea, G., E. Martínez Meyer, y G.P.P. De León. 2005. Forecasting Climate Change Effects on Salamander Distribution in the Highlands of Central Mexico. Biotropica, 37(2), 202-208.

- Pawar, S., M.S. Koo, C. Kelley, M.F. Ahmed, S. Chaudhuri, S.Sarkar. *Conservation assessment and prioritization of areas in Northeast India: Priorities for amphibians and reptiles*. *Biological Conservation* 136:346-361
- 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 modelling and ground validation in endemism research: an Alpine jumping bristletail example*. *Biodiversity Conservation* 21:2845-2863.
- Urbina-Cardona, J.N. y O.Flores-Villela. 2010. *Ecological-Niche Modeling and Prioritization of Conservation-Area Networks for Mexican Herpetofauna*. *Conservation Biology*.
- Urbina-Cardona, J. N., J. Nori, y F. Castro. 2011. Áreas vulnerables a la invasión actual y futura de la rana toro (*Lithobates catesbeianus*: Ranidae) en Colombia: Estrategias propuestas para su manejo y control. *Biota Colombiana*, 12(2).
- Warren, D. L., Glor, R. E. y Turelli, M. 2009. *ENMTools: a toolbox for comparative studies of environmental niche models*. *Ecography* 33: ?_? (Version 1.3). Disponible desde [<http://purl.oclc.org/enmtools/>]
- 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 Southwestern Willow Flycatcher*. *Front.Eart 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.

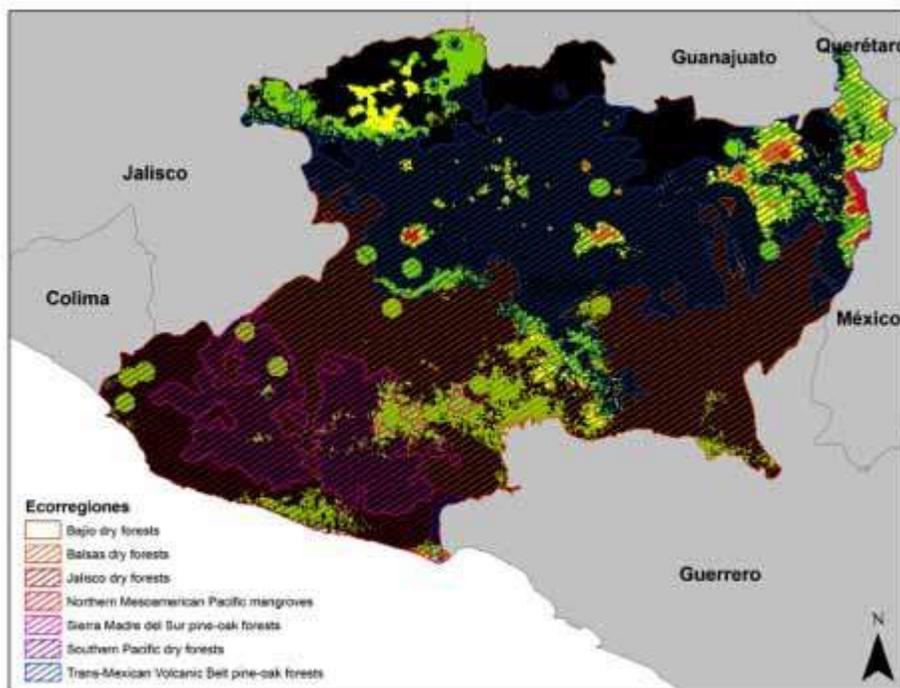
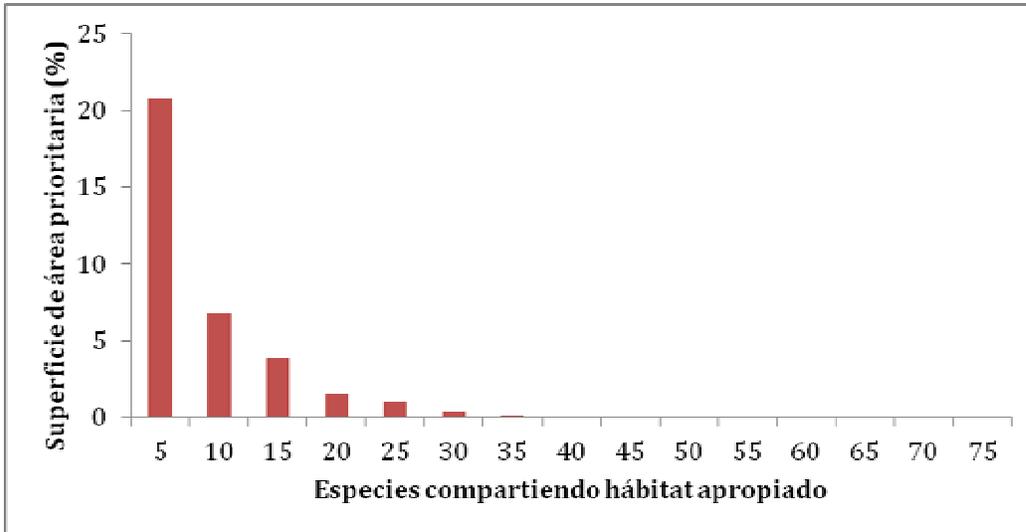
Adicionalmente, se crearon buffers consecutivos de 500m de distancia a partir de las carreteras pavimentadas utilizando el programa ArcMap. Se obtuvo el número de registros localizados en cada uno de estos buffers y con esta información se calculó la densidad de registros a distancias cada vez mayores 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 ráster). 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.

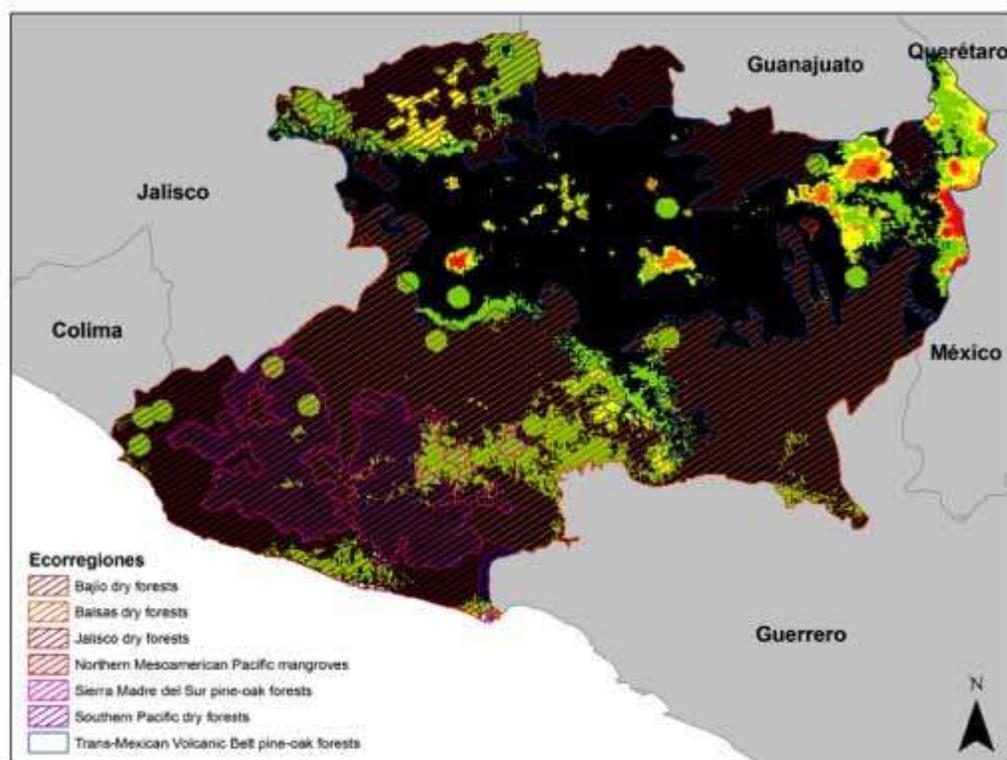
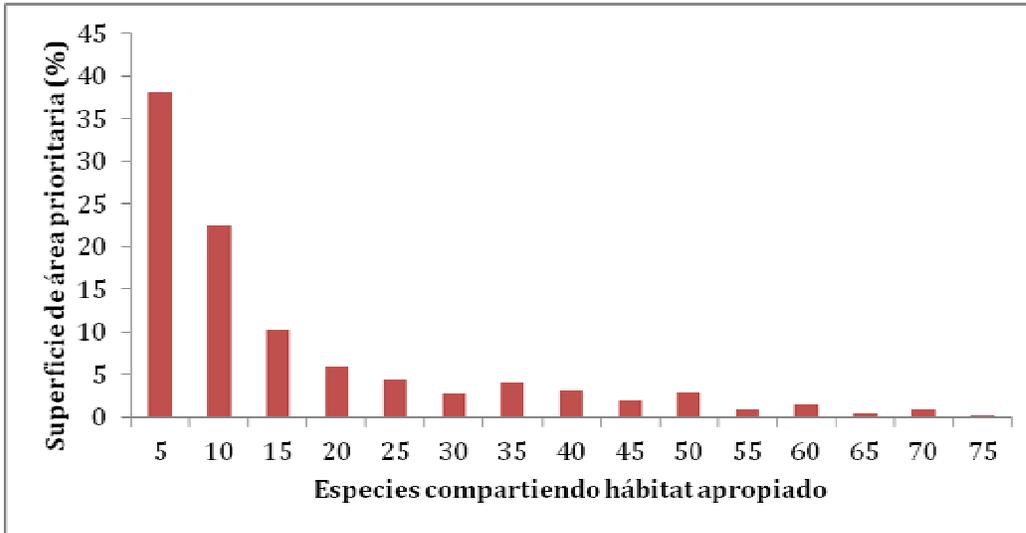
Distribución de las áreas prioritarias en las ecorregiones en el estado de acuerdo a la WWF

Bosques Secos del Bajío



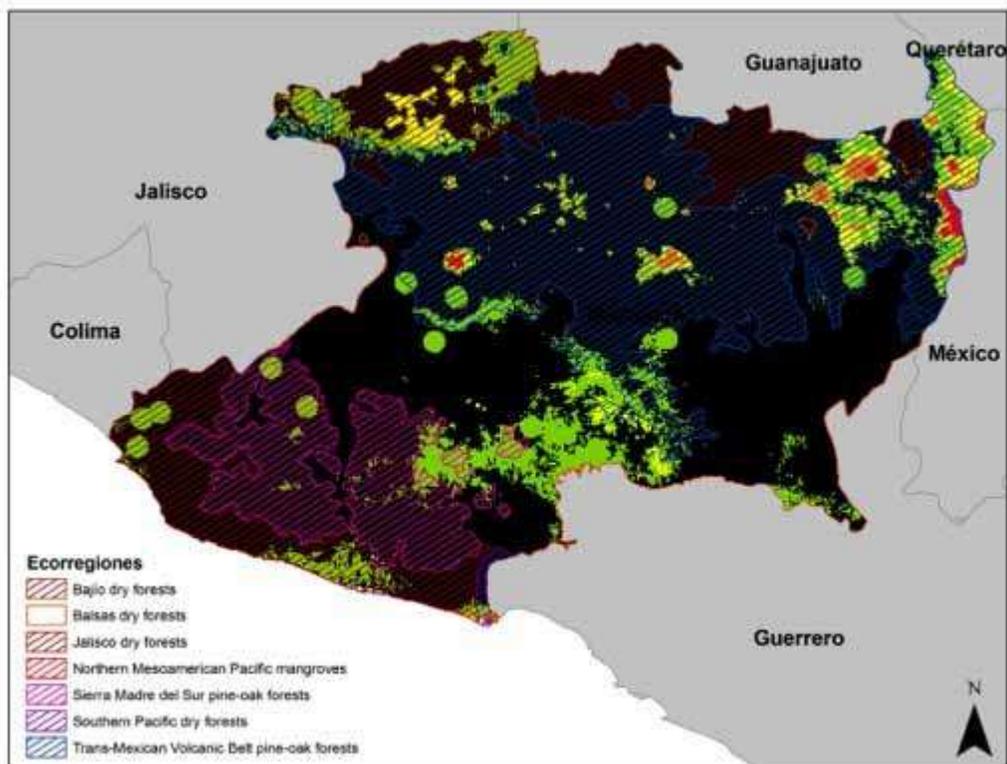
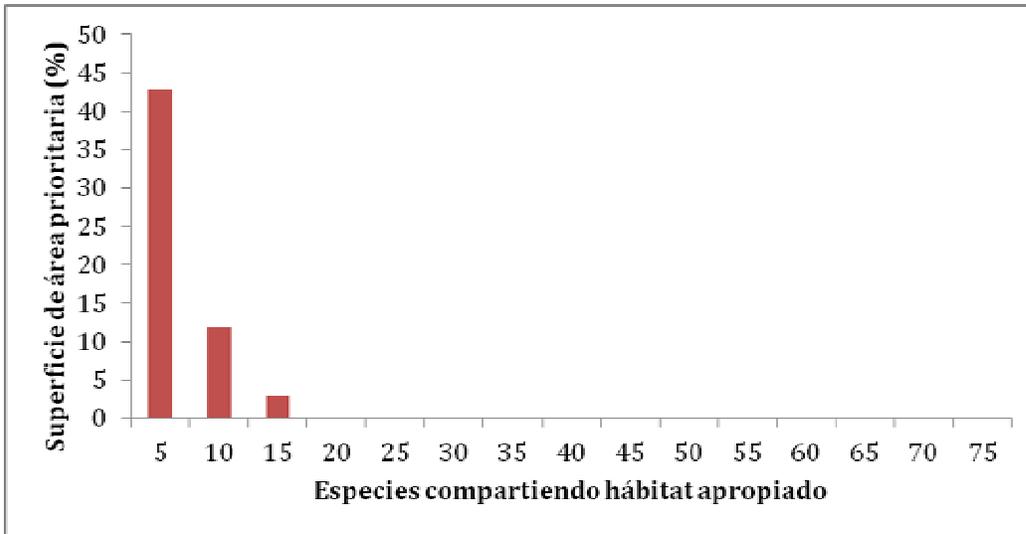
Ubicación geográfica de la ecorregión en el estado. Se muestra el área correspondiente a la ecorregión sin achurado

Bosques de Pino-Encino del Cinturón Volcánico Trans-Mexicano



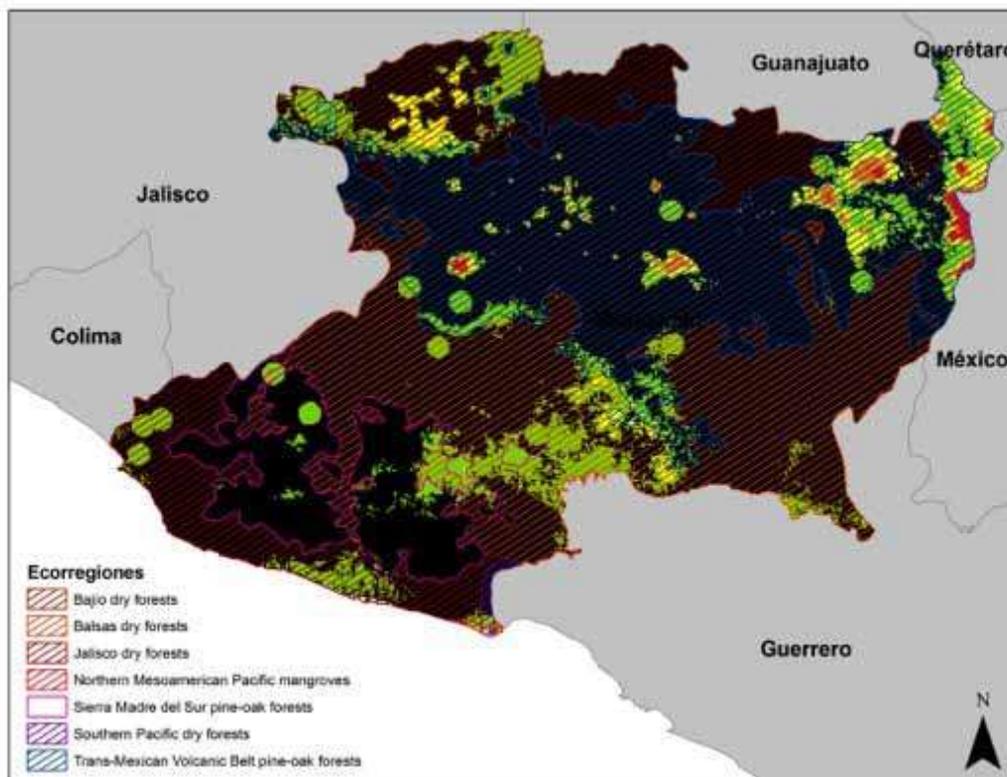
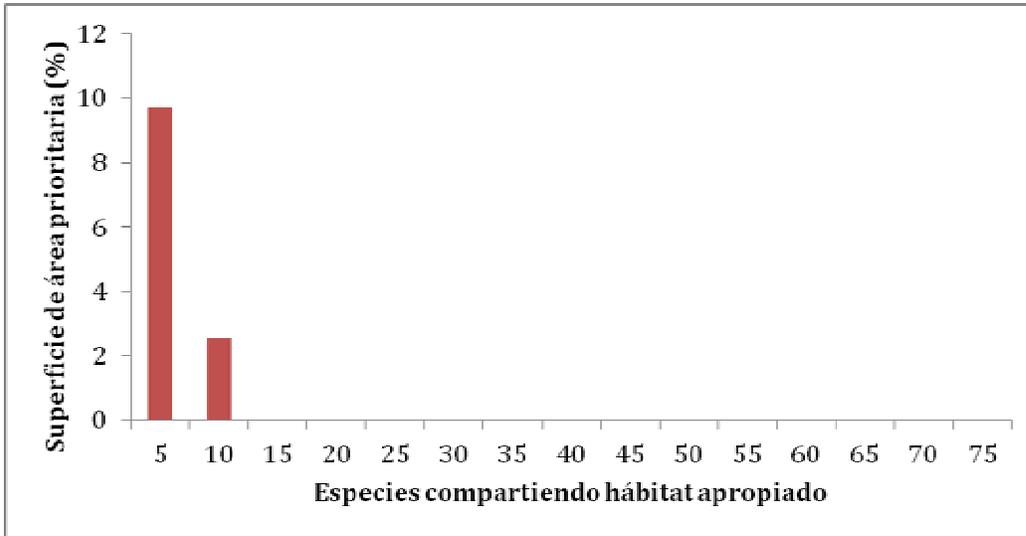
Ubicación geográfica de la ecorregión en el estado. Se muestra el área correspondiente a la ecorregión sin achurado

Bosque seco del Balsas



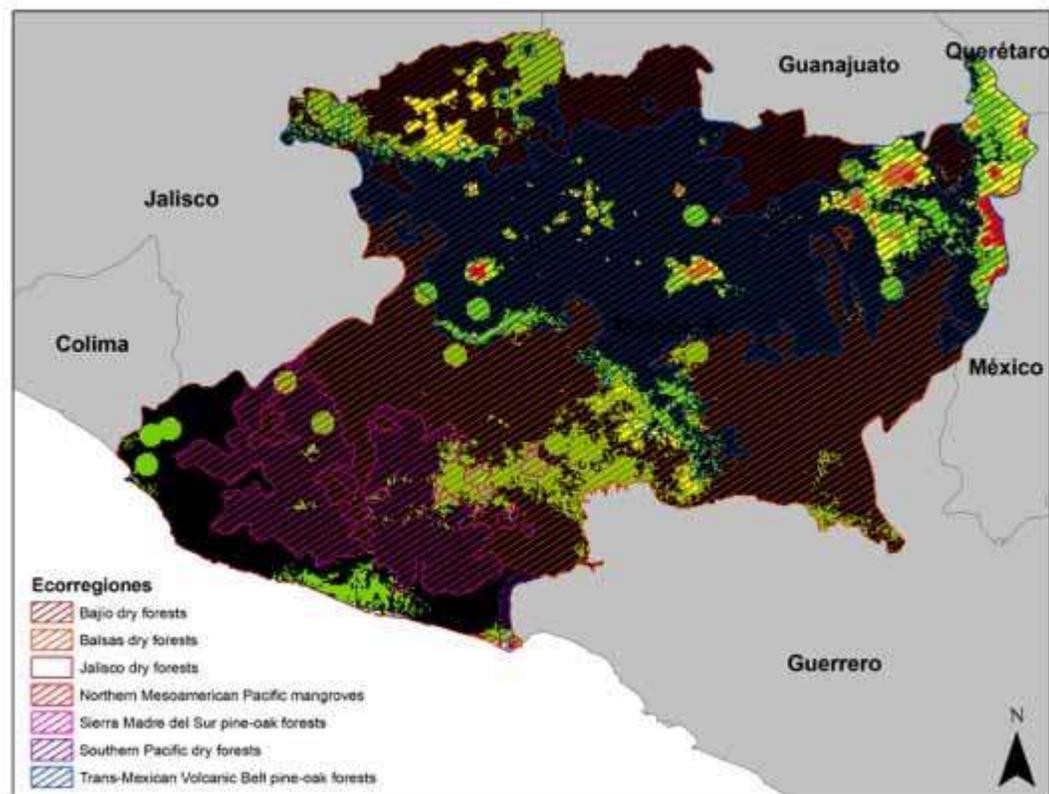
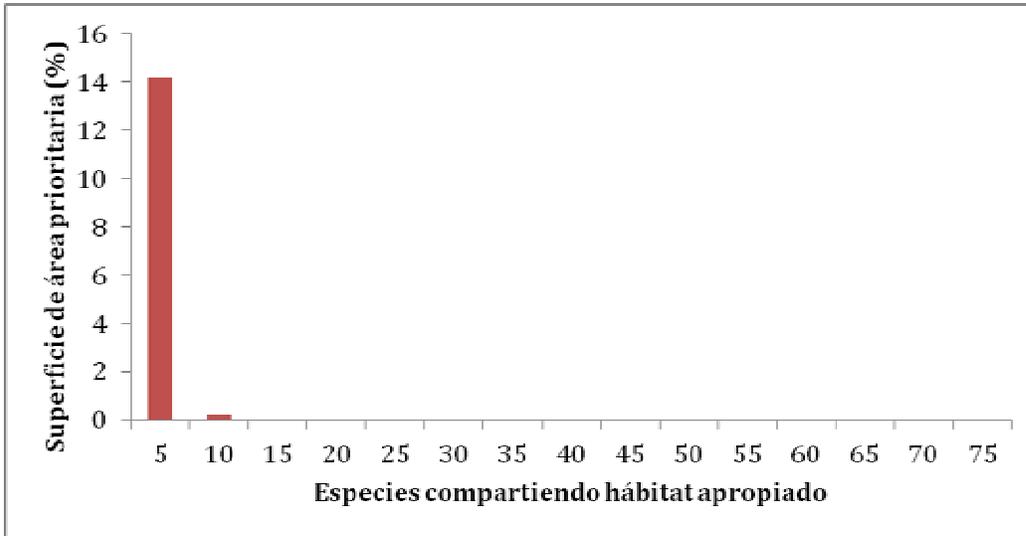
Ubicación geográfica de la ecorregión en el estado. Se muestra el área correspondiente a la ecorregión sin achurado

Bosques de Pino-Encino de la Sierra Madre del Sur



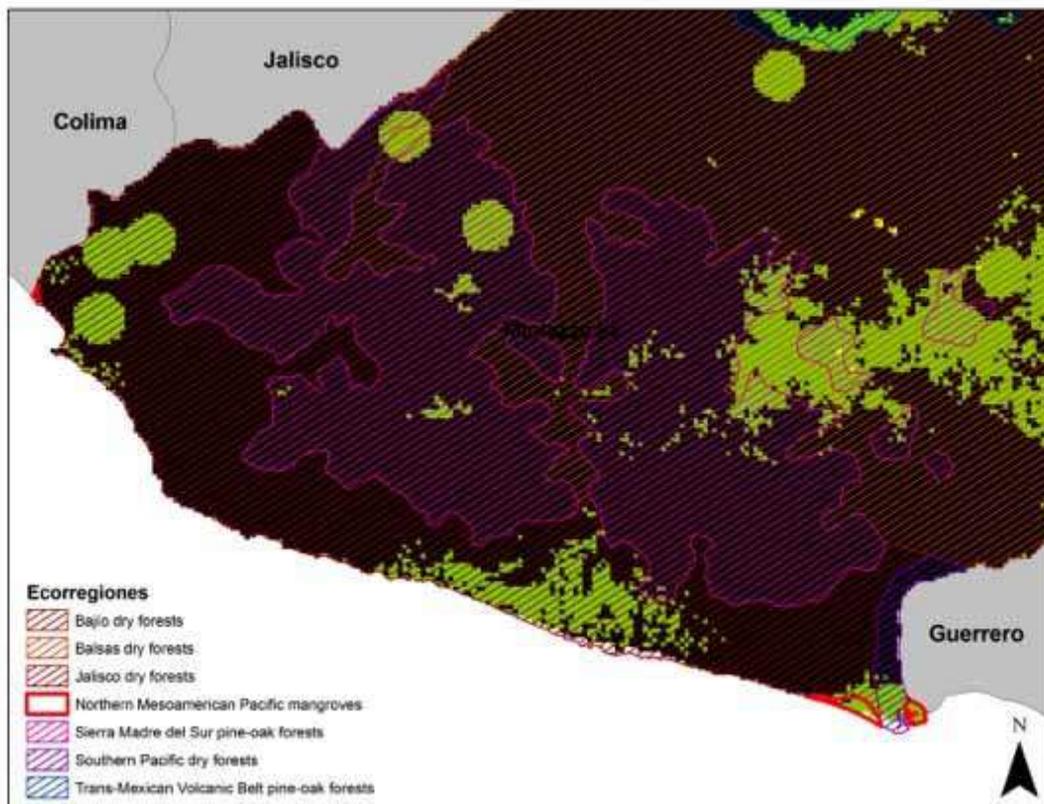
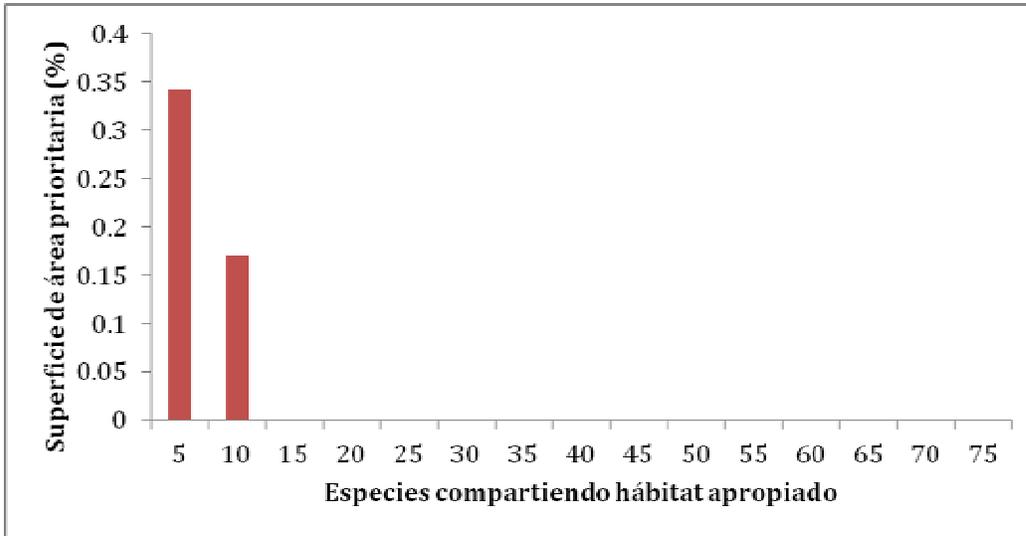
Ubicación geográfica de la ecorregión en el estado. Se muestra el área correspondiente a la ecorregión sin achurado

Bosques secos de Jalisco



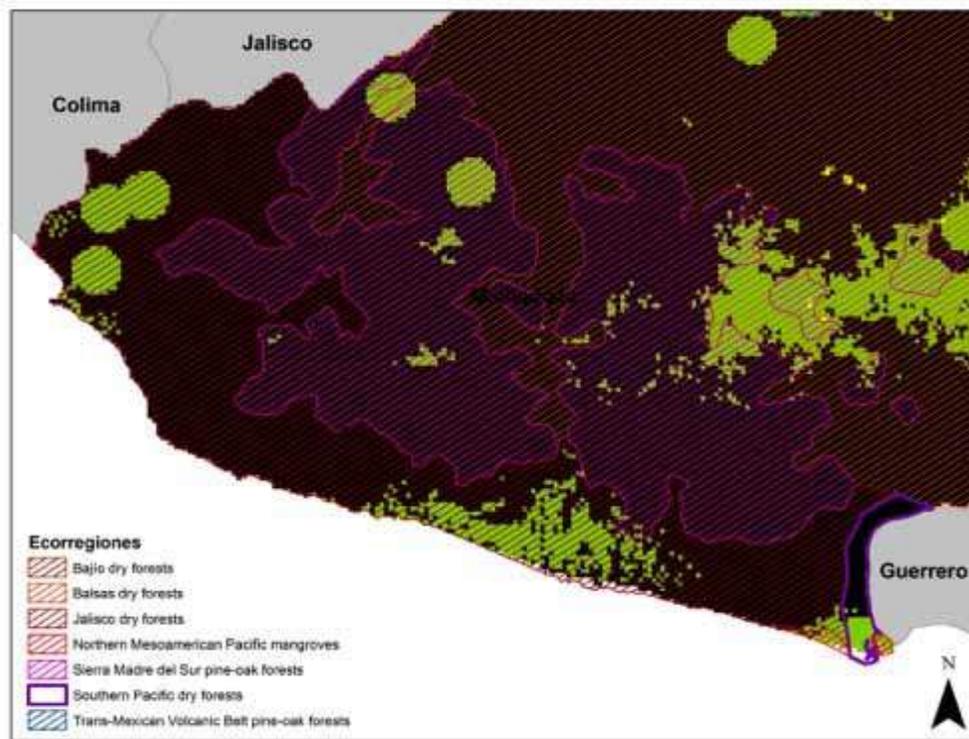
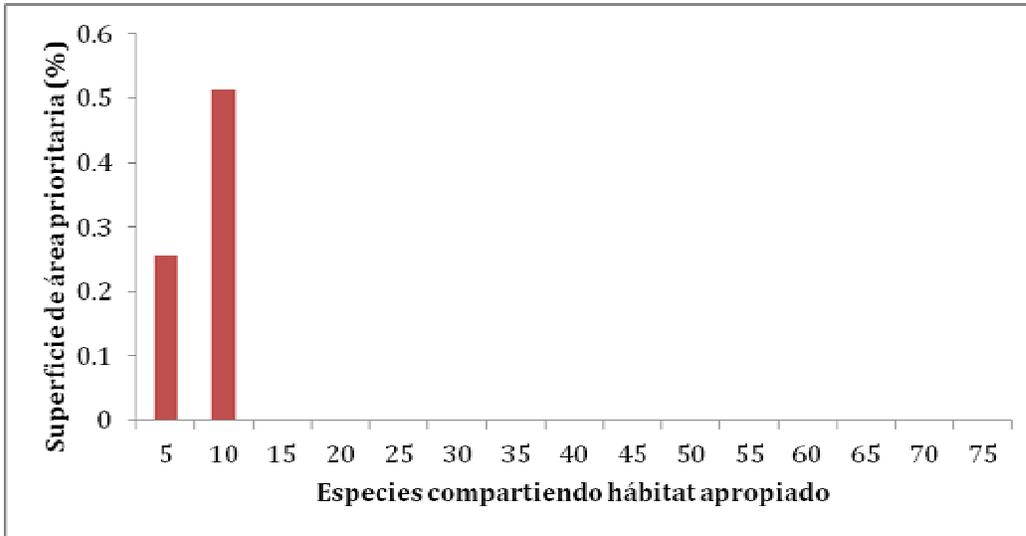
Ubicación geográfica de la ecorregión en el estado. Se muestra el área correspondiente a la ecorregión sin achurado

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 LOS PATRONES DE DISTRIBUCIÓN GEOGRÁFICA DE
ANFIBIOS EN MICHOACÁN**

RESUMEN

La modificación del clima tiene un claro potencial para afectar directa o indirectamente a la biodiversidad y las funciones de los ecosistemas. El Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático en sus escenarios más optimistas pronostica un aumento de poco menos del 2% en la temperatura global en comparación con las condiciones actuales. La modificación del clima tiene un claro potencial para afectar directa o indirectamente cambios en los patrones de distribución de las especies. Se predice que, como resultado de este proceso de desplazamiento, las poblaciones de estas especies pueden sufrir fragmentación e incluso extinción local. Una herramienta que ha demostrado ser útil para examinar e intentar anticipar los efectos del cambio climático sobre la biodiversidad es el modelado de distribución de especies. Este estudio se enfoca a analizar el impacto potencial del cambio climático sobre los patrones de distribución de anfibios en Michoacán, utilizando una combinación de información de campo, bases de datos y la aplicación de una variedad de técnicas de análisis espacial para dos escenarios contrastantes A2 y B1 proyectados para 2050. En general, se observó un aumento en la proporción de territorio que corresponde al área de coincidencia de especies de anfibios para ambos escenarios con respecto a la observada en 2013, sin embargo, se prevé que el cambio climático afecte de manera más aguda a especies con capacidad limitada de dispersión, como es el caso de algunos anfibios. Se pronostica que los polígonos actuales de áreas naturales protegidas concentrarán un mayor número de áreas de hábitat apropiado en el futuro, por lo cual se considera necesario hacer más eficientes estas reservas, para promover la conservación de la biodiversidad en las mismas. Se sugiere promover el decreto de reservas en las zonas circundantes donde se observe un número considerable de coincidencia de especies de anfibios.

Palabras clave: ANFIBIOS, DISTRIBUCIÓN, CAMBIO CLIMÁTICO, MAXENT, ANP

ABSTRACT

Weather modification has clear potential to directly or indirectly affect biodiversity and ecosystem functions. The Intergovernmental Panel on Climate Change in its most optimistic scenario predicts an increase of almost 2% in global temperature compared to current conditions. Weather modification has a clear potential to directly or indirectly change the distribution pattern of species. It is predicted that as a result of this displacement process, the populations of these species may suffer fragmentation and even local extinction. A tool that has proven useful to examine and try anticipate the effects of climate change on biodiversity is the species distribution modeling. This study focuses on analyzing the potential impact of climate change on the distribution patterns of amphibians in Michoacan, using a combination of field data and the application of a variety of spatial analysis techniques for two contrasting scenarios (A2 and B1) projected for 2050. In general, an increase in the proportion of territory corresponding to the area of overlap of species of amphibians for both scenarios with respect to that observed in 2013 was noted, however, it is expected that climate change affect most acutely species with limited ability to scatter, as is the case of some amphibians. It is predicted that current protected area polygons concentrate a larger number of areas of suitable habitat in the future, so it is necessary to improve these areas, to promote the conservation of biodiversity hosted in them. It is also suggested to promote the decree of NPAs in the surrounding areas where a considerable number of amphibian species matching is observed.

Keywords: AMPHIBIANS, DISTRIBUTION, CLIMATE CHANGE, MAXENT, NPA

1. INTRODUCCIÓN

Existe un amplio consenso respecto a que el cambio climático modificará de manera significativa los patrones de temperatura y precipitación en el globo en las próximas décadas (IPCC, 2007). En sus escenarios más optimistas, el Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático (IPCC) 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). Se espera que estos cambios en temperatura afecten con distinta intensidad diferentes ecosistemas. Por ejemplo, se ha documentado que debido al efecto de la topografía, la temperatura se está modificando a una velocidad relativamente lenta en ecosistemas montañosos tales como los bosques tropicales y subtropicales de coníferas (0.42 km año⁻¹), bosques templados de coníferas (0.08 km año⁻¹) y pastizales montañosos (0.11 km año⁻¹). En comparación, la temperatura se está modificando 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). Dado este patrón de cambio en las temperaturas, se espera que sólo el 8% de las áreas protegidas a nivel global logrará mantener su clima actual sin cambios significativos por un periodo mayor a 100 años (Loarie et al. 2009). 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. Se espera que las regiones tropicales estén entre las más afectadas por estos cambios.

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). 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).

Algunas especies son más susceptibles a experimentar el impacto del cambio climático que otras, un grupo que luce como particularmente sensible por sus características fisiológicas y requerimientos de hábitat son los anfibios (Araújo et al. 2006). En un estudio reciente Foden et al. (2008) identificaron una serie de características relacionadas con los requerimientos de hábitat, tolerancia ambiental, capacidad de dispersión y dependencia de interacciones bióticas que se pueden asociar con una mayor susceptibilidad de algunas especies de anfibios para ser afectadas por el cambio climático. Estos autores encontraron que 52% de un total de 6,222 especies de anfibios analizadas presentaron por lo menos una de estas características y que de éstas, 962 presentaron de 2 a 4. Además, el 24% de las 3,127 especies susceptibles estuvieron también en alguna categoría de riesgo dentro de la lista roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN). Entre las regiones identificadas por Foden et al. (2008), como más ricas en especies, pero también con una mayor concentración de especies amenazadas y susceptibles a ser afectadas por el cambio climático, destacan Mesoamérica y Sudamérica.

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).

Este estudio se enfoca a analizar el impacto potencial del cambio climático sobre los patrones de distribución de anfibios de una región de alta diversidad de la costa oeste de México. 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 anfibios presentes en el área de estudio; b) ¿cómo puede afectar el cambio climático la distribución de ACEs (i.e., áreas con hábitat altamente apropiado para por lo menos una especie) para la conservación de especies de anfibios en el área de estudio. c) ¿cuál va a ser el impacto del cambio climático sobre la proporción de áreas de coincidencia de especies (ACEs) de anfibios 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 espacial.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

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 anfibios en particular. En Michoacán están presentes 54 (14.9%) de las 361 especies de anfibios registradas en el país. Esta diversidad incluye a 30 especies que son endémicas a México y siete endémicas al estado. Por otra parte, 48% de las especies de anfibios presentes en el

estado se encuentran listadas en la NOM-059-SEMARNAT-2010 en alguna categoría de riesgo.

Recopilación de base de datos de registros de presencia de anfibios.

Se obtuvieron registros de presencia para 44 de las 54 especies de anfibios descritas en el estado de Michoacán. Las principales fuentes de información para constituir esta base de datos fueron (insertar bases de datos del inirena y conabio). Estos registros de presencia se sometieron a un proceso de verificación y depuración que se detalla en el capítulo 1.

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: bio4 (estacionalidad de la temperatura), bio13 (precipitación del mes más húmedo), bio14 (precipitación del mes más seco), bio15 (estacionalidad de la precipitación), bio18 (precipitación del trimestre más cálido), y bio19 (precipitación del trimestre más frío). Estas variables fueron seleccionadas para coincidir con las variables bioclimáticas utilizadas para modelar la distribución actual de las especies de anfibios evaluadas (ver 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 además 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 (Rebelo et al. 2010).

Elaboración de modelos de distribución futura de especies de anfibios.

Para generar los modelos futuros de distribución de las especies se utilizó el programa MaxEnt. La metodología seguida es similar a la descrita en el Capítulo 2 de esta tesis. La diferencia consistió en que las modelaciones fueron hechas de manera simultánea utilizando las variables bioclimáticas presentes y futuras (para cada especie y escenario proyectado). En estas modelaciones se incluyó la variable altitud además de las ya mencionadas variables bioclimáticas. Asimismo, para evaluar el poder predictivo de los modelos, se utilizó el método de validación cruzada, explicado a mayor detalle en el capítulo 2. En el caso de las especies con pocos registros, el 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.

Análisis de cambio en modelos futuros.

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 utilizando álgebra de mapas en el programa ArcMap. Esto permitió identificar las regiones del área de estudio que presentarían cambios, así como la magnitud y distribución de los mismos para ambas variables

considerando los distintos escenarios de cambio climático proyectados para la región.

Análisis de cambio en modelos futuros.

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

Temperatura: Para el escenario A2, la temperatura tenderá a aumentar en todo el estado, principalmente en el norte del mismo, teniendo como mínimo un aumento de 2.3°C con respecto al promedio de temperatura anual en el área costera, aumentando gradualmente hasta llegar a los 2.7°C en el norte/noreste del estado. Para el caso del escenario B1, tampoco habrá disminuciones en el promedio de temperatura anual, sin embargo se predice un aumento que va desde un 1.5°C como mínimo en el suroeste del estado, aumentando gradualmente hasta llegar a un 1.9°C en la región noreste del mismo (Fig. 1).

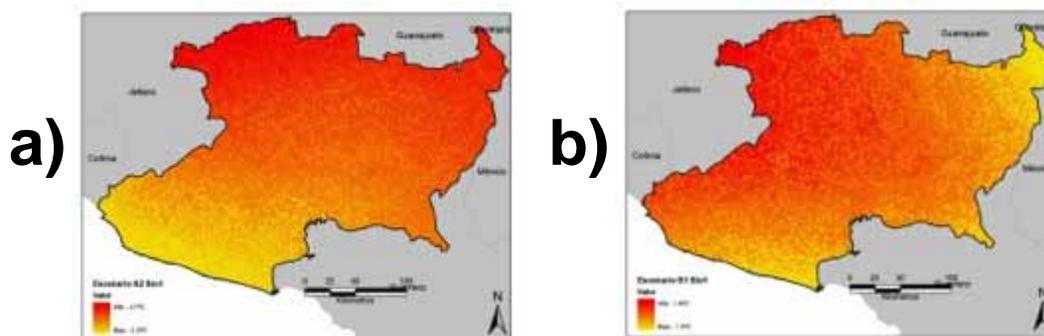


Figura 1 (a). Cambios esperados en temperatura promedio anual en el estado considerando el escenario A2. (b). Cambios esperados en temperatura promedio anual en el estado considerando el escenario B1.

Precipitación: El promedio de precipitación anual para el escenario A2 es relativamente variable, ya que predice zonas en la región costera del estado en las que aumentará ligeramente la precipitación anual (hasta 48mm), zonas donde la precipitación anual no cambiará (entre depresión del balsas y sierra madre del sur), mientras que en las demás regiones del estado la precipitación anual disminuirá

gradualmente hasta llegar a la región cercana al centro del país (noreste del estado) donde la precipitación anual tendrá un déficit de hasta 269mm de lluvia (con respecto a la actual). En el caso del escenario B1, no se predice ningún aumento en la precipitación promedio anual en ninguna región del estado, en cambio predice una ligera disminución en la precipitación en la región costera del estado (25mm), disminuyendo aún más hacia el norte/ noreste del estado hasta llegar a un déficit de 139mm con respecto a la precipitación promedio anual en el presente (Fig. 2).

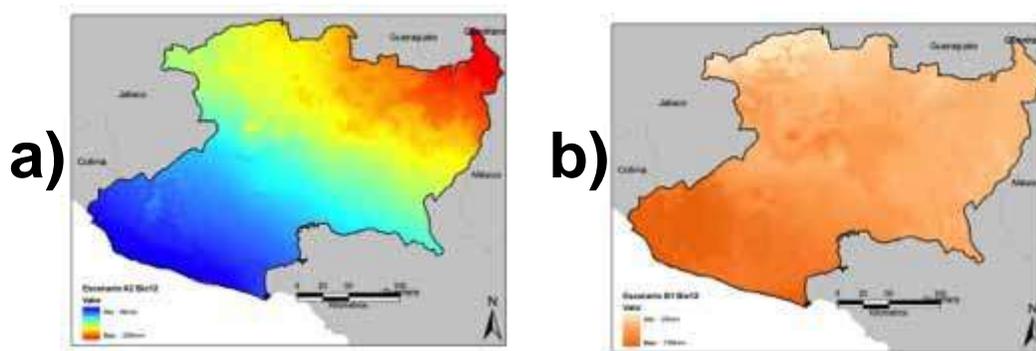


Figura 2. (a) Cambios esperados en precipitación promedio anual en el estado considerando el escenario A2. (b) Cambios esperados en precipitación promedio anual en el estado considerando el escenario B1.

Identificación de áreas de hábitat apropiado para las especies de anfibios para el año 2050.

Para identificar las áreas con hábitat más apropiado, se procesaron en ArcMap (ver.9.3) los modelos proyectados a futuro. Este proceso consistió en la recategorización de cada modelo en 5 clases de acuerdo a la probabilidad en cada celda de presentar hábitat más apropiado: 1) 0 - 0.1, 2) 0.1 - 0.3, 3) 0.3 - 0.5, 4) 0.5 - 0.7, 5) 0.7 - 1.0. Se utilizó únicamente la categoría 5 que representa el hábitat más apropiado.

Con fin de analizar la magnitud del cambio climático para el hábitat apropiado de las especies, 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 ambos escenarios climáticos.

Impacto potencial del cambio climático sobre la cantidad de ACEs para la conservación de especies de anfibios de acuerdo a los modelos B1 y A2 proyectados para el año 2050.

Como se mencionó en el punto anterior, la categoría que incluye el hábitat que en principio puede resultar más adecuada para las especies es la 5, por lo tanto, se definió como área de coincidencia de especies (ACEs) a la porción del área de estudio donde por lo menos una especie presentara área de la categoría 5. Para identificar áreas que pudieran resultar prioritarias para su conservación, se realizó una superposición de los mapas que describían la ubicación de las áreas de hábitat categoría 5 para todas las especies de anfibios.

Grado de protección sobre las áreas de distribución en 2050.

Una vez identificadas las ACEs del área de estudio, se superpuso el mapa con las ANPs en el estado y se calculó el porcentaje incluido dentro de los límites de las ANPs. Posteriormente, se comparó el ACEs protegida para 2050 con en ACEs actual (Capítulo 2) utilizando el programa ArcMap.

3. RESULTADOS

3.1 Identificación de ACEs y grado de protección del hábitat más apropiado de anfibios para el año 2050.

Considerando el escenario de cambio climático B1 para 2050, el 40% del territorio en el estado se puede definir como ACEs para los anfibios en el futuro, mientras que el porcentaje disminuye a 22% considerando el escenario A2.

En general, la superficie de hábitat apropiado proyectada en los modelos de ambos escenarios climáticos presentó una pérdida en extensión para la mayoría de las especies (60% en el caso del escenario A2 y 55% para el escenario B1). Sin embargo, la proporción de hábitat apropiado reducido fue apenas de entre 4% y 0.1%. Por otra parte, se observó un aumento en la extensión de las áreas de hábitat apropiado que corresponden a las especies restantes. Para el caso del escenario B1, el aumento varió entre el 1% y el 40%; mientras que en el caso del escenario A2 la variación fue de entre 1% y 22% (Fig. 5). (Para observar algunos ejemplos del análisis de cambio en hábitat apropiado, ver apéndice 3)

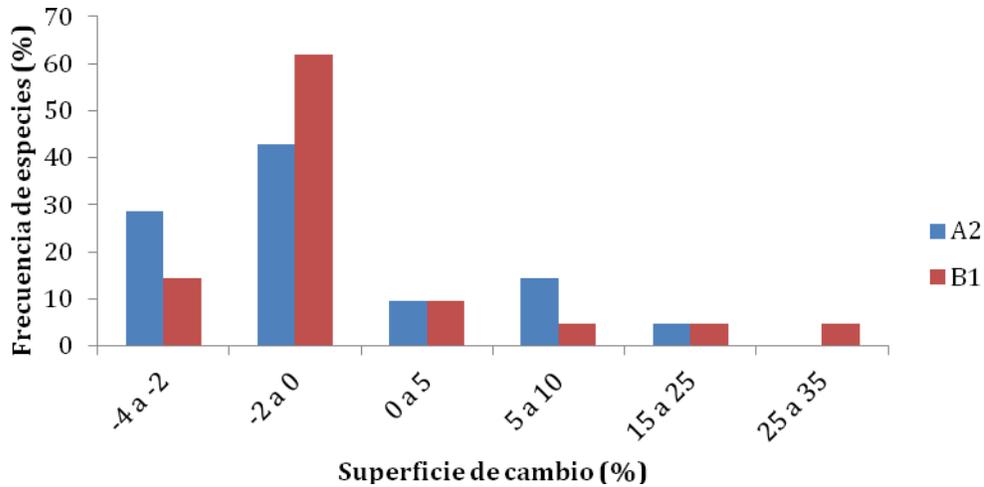


Figura 3. Magnitud de cambio esperado en las áreas de hábitat apropiado para las especies de anfibios para el 2050 con respecto a 2013, considerando los escenarios de cambio climático A2 y B1. Las barras en azul muestran los valores para el escenario A2. Las barras en rojo muestran los valores para el escenario B1.

Por otra parte, la extensión de hábitat apropiado modelado bajo el escenario A2 para 4 de las 21 especies (19%), coincide entre el 90% y 100% con el hábitat apropiado modelado para 2013. En el caso del escenario B1, 3 de las 21 spp (14%) presentan la misma coincidencia en sus áreas de hábitat apropiado. (Fig. 6)

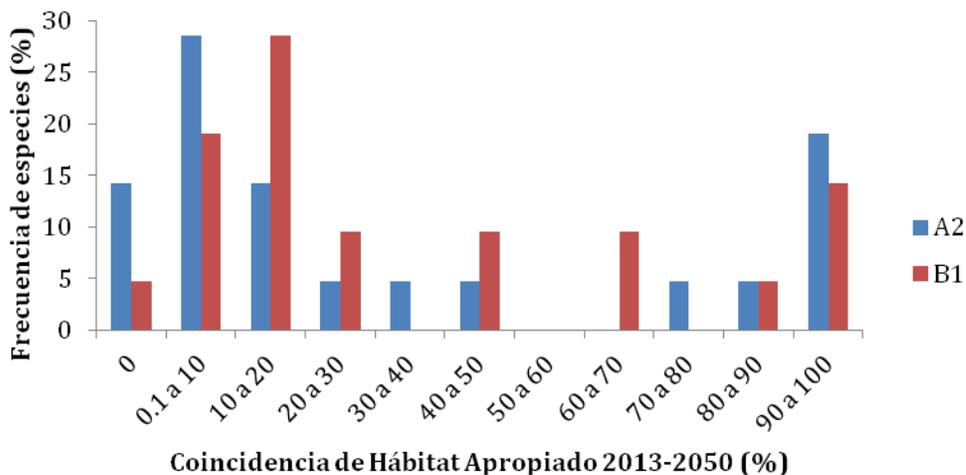


Figura 4. Comparación en las coincidencias de hábitat apropiado entre los años 2013 y 2050 para los escenarios B1 y A2. Las barras en azul muestran los datos correspondientes al escenario A2; las barras en rojo muestran los resultados para el escenario B1.

3.2 Impacto potencial del cambio climático sobre la cantidad de ACEs para especies de anfibios de acuerdo a los modelos A2 y B1 de cambio climático.

En general, se observó un aumento en la proporción de territorio que corresponde al ACEs para ambos escenarios con respecto a la observada en 2013. La relación observada, en ambos escenarios, entre el porcentaje de ACEs y el número de especies que coinciden en él, continuó siendo inversamente proporcional dentro y fuera de las ANPs de forma similar a los modelos en 2013.

En el escenario A2, el 22% del área de estudio puede definirse como ACEs de especies de anfibios para el año 2050, el porcentaje de ACEs protegida para este escenario fue de 2%. Para el escenario B1 el 40% del área de estudio puede definirse como ACEs de especies de anfibios para el año 2050, el 82%, la proporción de ACEs protegida para este escenario es del 5%(Fig. 7 y 8).

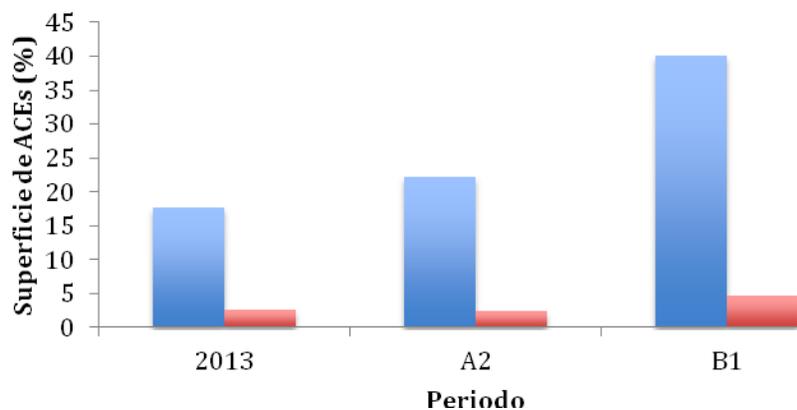


Figura 7. Escenarios de impacto potencial del cambio climático sobre las ACEs de anfibios en el estado de Michoacán para el año 2050. Las barras en azul muestran la proporción de territorio estatal que comprenden las ACEs en los distintos periodos. Las barras en rojo muestran la proporción de ACEs contenida en algún polígono de las ANP.

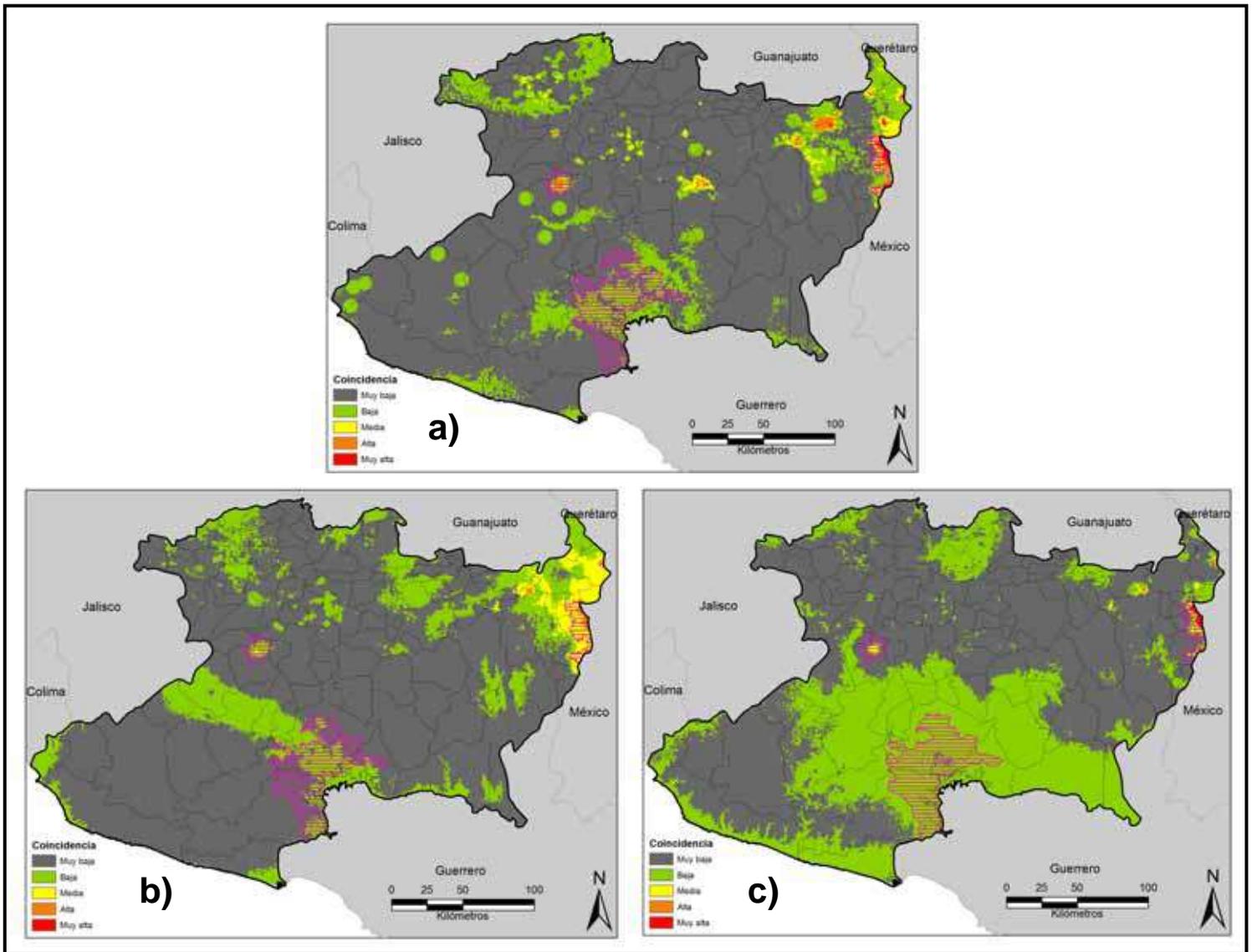


Figura 8. Mapas de Áreas de Coincidencia de Especies (ACEs) de anfibios para escenarios de cambio climático. En rojo se muestra el área donde coinciden la mayor parte de especies de anfibios para cada caso (a). Mapa de ACEs de anfibios para el presente (b). Mapa de ACEs de anfibios para el escenario A2 del CCC (escenario pesimista). (c). Mapa de ACEs de anfibios para el escenario B1 del GFDL (escenario optimista).

4. DISCUSIÓN

En el presente estudio se utilizaron dos modelos contrastantes de cambio climático (A2 del CCC y B1 del GFDL, ambos para la década 2050) con el fin de evaluar la respuesta de las especies de anfibios en Michoacán para 2050. Los modelos de distribución de especies, presentan ciertas limitaciones, como no considerar las interacciones bióticas, adaptación genética, y la dispersión de las especies, pueden influir en gran medida en determinar la distribución de las especies bajo condiciones de cambio climático (Pearson y Dawson 2006). Sin embargo, los modelos de distribución se consideran como una herramienta de gran utilidad en la actualidad para anticipar los efectos del cambio climático en la distribución de especies (Parra-Olea 2005). El utilizar dos modelos contrastantes permitió abarcar un espectro amplio en el posible impacto del cambio climático, como se ha reportado en otros estudios (Villers-Ruíz y Trejo-Vázquez 1998, Rebelo et al. 2010, Sáenz-Romero 2010, Urbina-Cardona et al. 2011).

Los modelos realizados pronostican en general un aumento en el área de hábitat apropiado de la mayoría de las especies, similar a los resultados de Araújo et al. (2006), donde realiza modelos de distribución para herpetofauna europea; por otra parte, los resultados son contrastantes con García et al. (2013), donde los resultados de sus modelos predicen un decremento en área potencial de distribución. Cabe mencionar que es probable que los resultados de García et al. (2013) encuentren un decremento en sus modelos, debido a la metodología utilizada y al hecho de que las especies seleccionadas son anfibios endémicos para todo el oeste de México, sin considerar a las demás especies. Esto es importante ya que el presente estudio se realizó con registros de presencia para la mayor cantidad de especies de anfibios posible, y la mayor parte de los registros corresponden a la región michoacana del eje neovolcánico, área que no considera García et al. (2013).

Los resultados del presente trabajo, en principio, podrían interpretarse como que el cambio climático favorecerá a las especies de anfibios de Michoacán. Sin embargo, esto no es necesariamente cierto. Por una parte, aún cuando el hábitat apropiado desde el punto de vista climático aumente, eso no implica que las especies sean capaces de aprovechar la nueva área

disponible. Esta nueva área disponible también hay que considerarla con cautela, ya que puede apreciarse en una proporción importante de los casos donde el incremento en el área de hábitat apropiado se da, no por crecimiento del área original, sino por la aparición de otras áreas. Si el área de hábitat ambientalmente adecuado, por ejemplo, aumentara, si la especie de la que se trate no pueda desplazarse a esa nueva área por algún motivo (topografía, ciudades, vías de comunicación, etc.), no tenga la capacidad para llegar a la nueva área de distribución en el tiempo requerido (en este caso para 2050), o que alguna especie llegara antes a ocupar esa zona de hábitat apropiado (depredadores o competidores), las poblaciones de especies pueden llegar a reducirse drásticamente. Existen casos donde se confirma esta disminución de poblaciones a pesar de encontrar un hábitat adecuado cercano, como en Parra-Olea et al. (2005), donde a pesar de encontrar hábitats propicios para un par de especies de salamandras, los resultados del estudio reportan que debido a las características biológicas específicas de las especies (capacidad de dispersión limitada, tamaño de la especie, sensibilidad a los cambios en temperatura, altitud y precipitación), estas dos especies de pletodóntidos, podrían no responder a la velocidad necesaria (50 años) para colonizar las nuevas áreas de hábitat apropiado. Se prevé entonces que el cambio climático afectará de manera más aguda a especies con capacidad limitada de dispersión, como es el caso de algunos anfibios.

La importancia del presente trabajo no solo radica en un análisis de bases de datos y modelos generados a partir de ellos. Los modelos sólo cuentan una parte de la historia de una especie, sin embargo existen factores que estos no pueden considerar. Un ejemplo es que los anfibios tienen una capacidad muy variable de adaptarse, y que su plasticidad, resistencia (tanto a interacciones con factores bióticos y abióticos) y capacidad de dispersión, así como las capacidades fisiológicas, determinará si estas especies realmente podrán sobrevivir al cambio climático, como lo sugieren trabajos como los de Wake (2012), Daszak et al. (2005), y Carey et al. (2003).

Al realizar estudios de modelos de distribución de especies como el presente trabajo, es importante no considerar los modelos como inmóviles y permanentes, pero sí considerarlos como una base importante o guía para identificar ciertos requerimientos de microhábitat, planear con anticipación reservas, estrategias de manejo, proposición y/o creación de áreas

naturales protegidas o estrategias particulares para mitigar los efectos del cambio climático y promover la conservación e investigación de las especies de anfibios en el estado.

5. CONCLUSIONES

Las variaciones en temperatura y precipitación que se proyectan en el estado bajo los escenarios de cambio climático seleccionados, al parecer tendrán un impacto en las áreas de hábitat apropiado que se observan en el presente. Se espera que estos cambios incluyan aumentos en el tamaño de las áreas de hábitat apropiado así como la aparición de nuevas áreas en zonas aledañas. Se predice que estas modificaciones incluyan la permanencia de las áreas actuales de hábitat apropiado así como aumentos en su extensión y la aparición de nuevas áreas en regiones del estado. Estos aumentos en el hábitat apropiado podrían modificar las áreas prioritarias, aumentando el número de especies que coinciden en ellas. El presente estudio predice que los polígonos actuales de ANPs concentren un mayor número de áreas de hábitat apropiado, por lo cual se considera necesario hacer más eficientes estas reservas, para promover la conservación de la biodiversidad en las mismas. Además, se sugiere promover el decreto de reservas en las zonas circundantes donde se observó un número considerable de coincidencia de especies. Es necesario considerar con precaución estos resultados ya que si bien el hábitat ambiental se predice favorecido, existen factores bióticos (interacciones con otras especies) y de capacidad de dispersión de los anfibios que podrían no permitir la colonización de las nuevas áreas.

6. AGRADECIMIENTOS

Este capítulo se desarrolló bajo la guía de los profesores Eduardo Mendoza, Javier Alvarado Díaz e Ileri Suazo Ortuño. Para la revisión de los modelos generados se contó con la ayuda del pas. de biól. Arturo Jonatan Torres y el M.C. Javier Alvarado Díaz. Para orientación en cuestiones de cambio climático del estado, se contó con la

ayuda del Dr. Cuahutémoc Sáenz. Se agradece al Programa de Maestría en Ciencias en Limnología y Acuicultura del Instituto de Investigaciones sobre los Recursos Naturales y la Coordinación General de Posgrado de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo por su apoyo para la realización de este estudio.

7. LITERATURA CITADA.

- 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(10), 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.
- 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(2), 111-121.
- Crossman, N.D., B.A. Bryan y D.M. Summers. 2011. Identifying priority áreas for reducing species vulnerability to climate change. Blackwell Publishing Ltd. *Diversity and Distributions* 1-13
- Daszak, P., D.E. Scott, A.M. Kilpatrick, C.Faggioni, J.W. Gibbons, y D. Porter. 2005. Amphibian population declines at Savannah River site are linked to climate, not chytridiomycosis. *Ecology*, 86(12), 3232-3237.

- ESRI (Environmental Systems Research Institute). 2011. ArcMap 9.3. ESRI, Redlands, California.
- Foden, W., G.M. Mace, J.C. Vié, A. Angulo, S.H. Butchart, L. DeVantier, H. Dublin, A. Gutsche, S. Stuart y E. Turak. 2009. Species susceptibility to climate change impacts. *Wildlife in a changing world—an analysis of the 2008 IUCN Red List of threatened species*, 77.
- 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 amphibians in western Mexico as a result of climate change. *Environmental Conservation*, 1-12.
- 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.
- 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.
- 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.
- 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.
- 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.
- Parra Olea, G., E. Martínez Meyer, y G.P.P. De León. 2005. Forecasting Climate Change Effects on Salamander Distribution in the Highlands of Central Mexico. *Biotropica*, 37(2), 202-208.
- 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.
- 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.
- Sáenz-Romero, C., G.E. Rehfeldt, N.L. Crookston, P. Duval, R. St-Amant, J. Beaulieu, y B.A. Richardson. 2010. Spline models of contemporary, 2030, 2060 and 2090 climates for Mexico and their use in understanding climate-change impacts on the vegetation. *Climatic Change*, 102(3-4), 595-623.
- 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., J. Nori, y F. Castro. 2011. Áreas vulnerables a la invasión actual y futura de la rana toro (*Lithobates catesbeianus*: Ranidae) en Colombia: Estrategias propuestas para su manejo y control. *Biota Colombiana*, 12(2).
- Wake, D. B. 2012. Facing extinction in real time. *Science*, 335(6072), 1052-1053.

APÉNDICE 3

Modelos de impacto del cambio climático

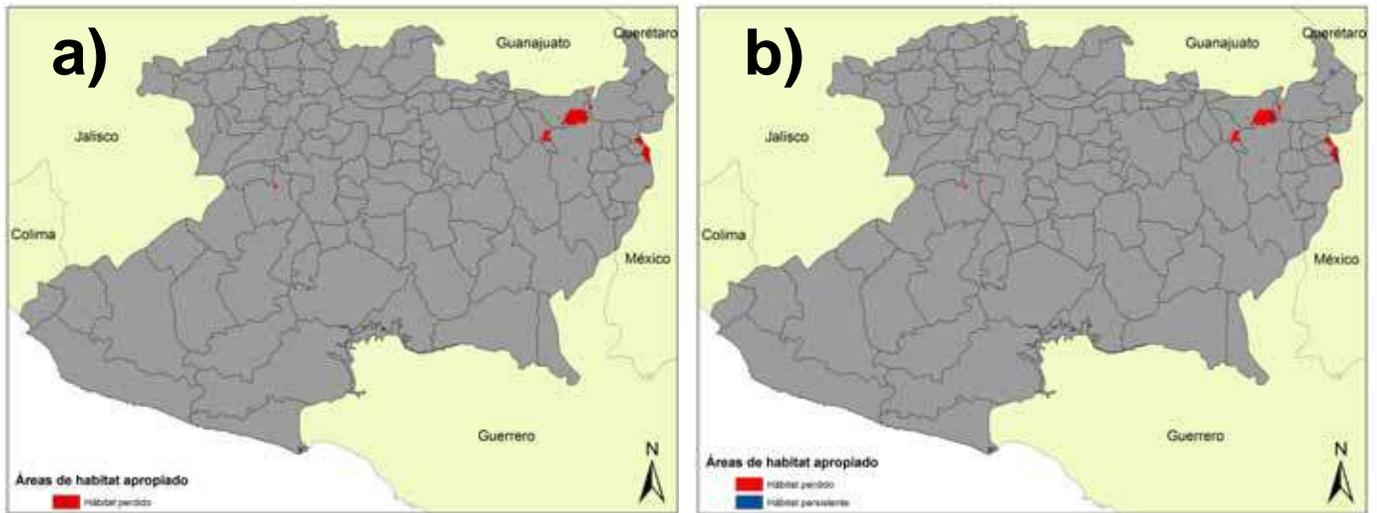


Figura 1. Modelos de cambio para la especie *Hyla plicata*.

a) Escenario pesimista (A2) y b) escenario optimista (B1)

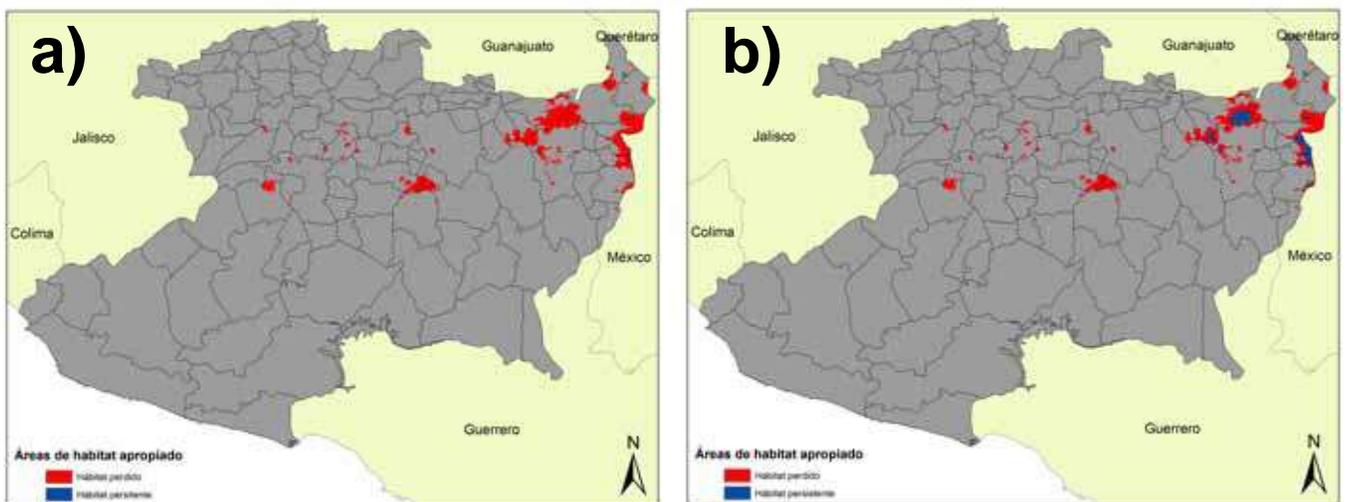


Figura 2. Modelos de cambio para la especie *Ambystoma ordinarium*.

a) Escenario pesimista (A2) y b) escenario optimista (B1)

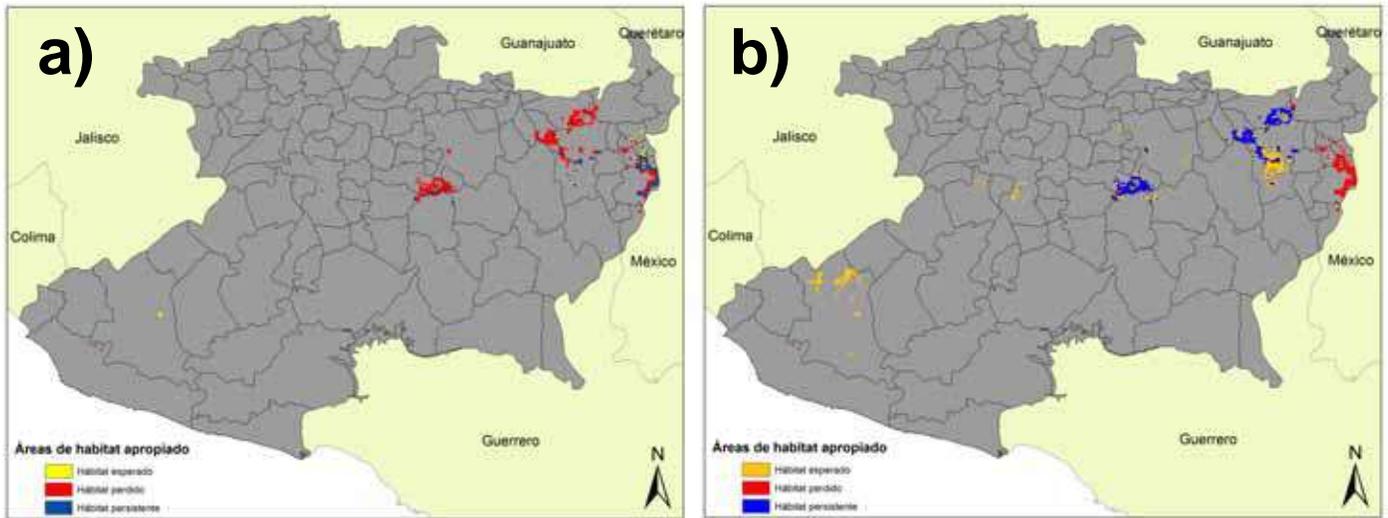


Figura 3. Modelos de cambio para la especie *Pseudoeurycea bellii*.
a) Escenario pesimista (A2) y b) escenario optimista (B1)

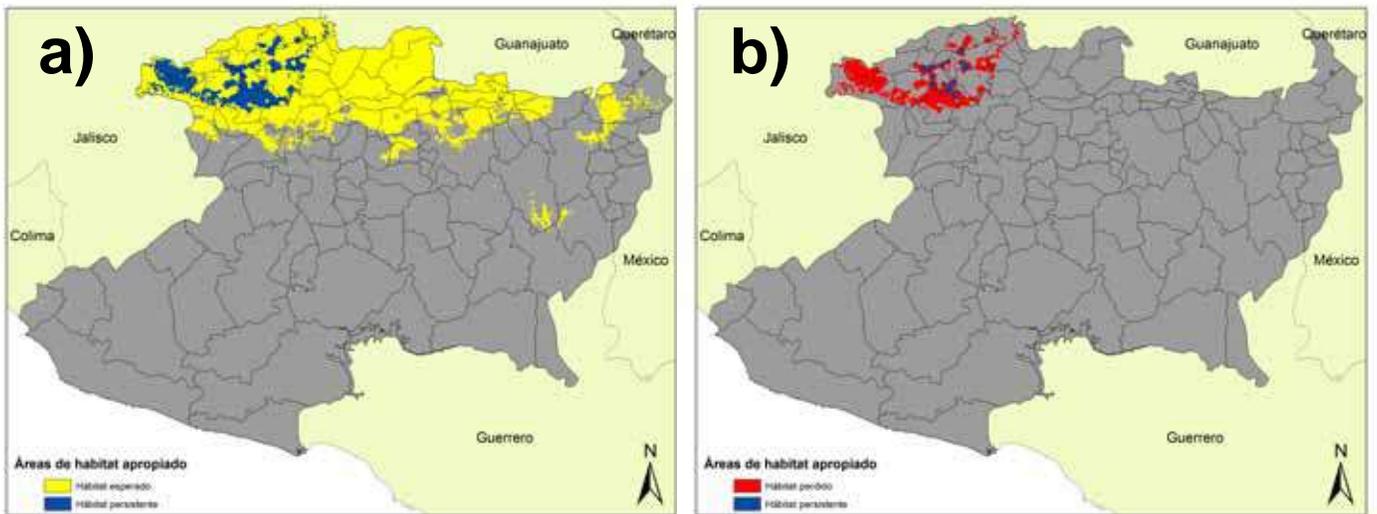


Figura 4. Modelos de cambio para la especie *Spea Multiplicata*.
a) Escenario pesimista (A2) y b) escenario optimista (B1)

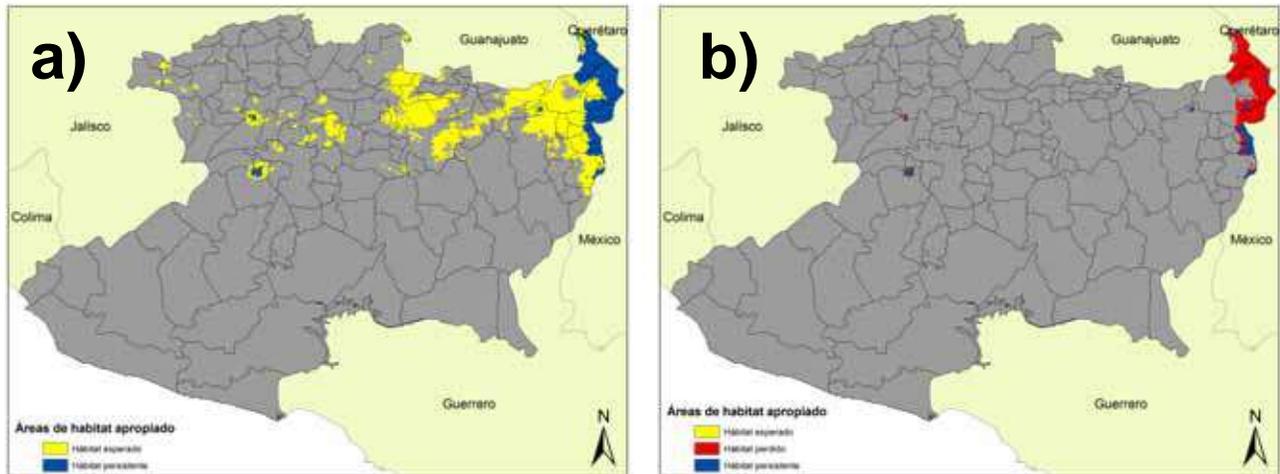


Figura 5. Modelos de cambio para la especie *Hyla eximia*.
a) Escenario pesimista (A2) y b) escenario optimista (B1)

VII. DISCUSIÓN GENERAL

Al descartar los registros imposibles de corregir, fuese por problemas con su georeferencia, su taxonomía o que su fecha de colecta fuese anterior a 1950, se eliminaron el 82% de los registros de presencia de anfibios. Se han observado reducciones similares en otros estudios al tratarse de control de calidad en registros de presencia, tanto en plantas (De Giovanni et al. 2012), así como en otros grupos como aves, mamíferos y anfibios (ver Cayuela et al. 2009). Los principales factores que propiciaron la reducción del total de registros disponibles fueron la falta de georeferencia, la antigüedad de los datos y en el caso de los datos de SNIB-CONABIO la repetición de registros de una misma especie 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 (20% de las especies contó con un número menor a 10 spp). Este impacto pudiera reducirse si se incorporan técnicas de modelado como el propuesto por Pearson et al. (2007) que permiten realizar 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 anfibios de Michoacán, el 64% 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 útil 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 colindantes. 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 podría explicarse por los estudios previos de la biodiversidad existente necesarios como requisito para el decreto de estas áreas, 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 los registros obtenidos de estas áreas. 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. Estos sesgos pueden ser incluidos en los MDE como MaxEnt y permiten una compensación a este sesgo durante el proceso de modelado (Phillips et al. 2006, Elith et al. 2010). Los sesgos encontrados en el muestreo de los registros utilizados para realizar los modelos de distribución de especies pueden, en un principio, causar problemas para representar adecuadamente a las especies del presente trabajo. Este detalle se ha observado en otros trabajos que manejan registros de presencia como lo menciona Navarro et al. (2003). Para compensarlo, se realizaron diversos análisis que tuvieron como resultado una capa denominada de sesgo, que se incorporó a los moldeos de distribución, junto a una selección de variables ambientales minuciosa, que se apoyó con el conocimiento de expertos en el tema. Por una parte, para esta selección de variables ambientales a ser utilizadas en las modelaciones con MaxEnt, se decidió optar por una generalización en las necesidades ambientales para el total de especies de anfibios de las cuales se obtuvieron registros de presencia. Esta decisión surgió de un estudio de Urbina-Cardona y Flores-Villela (2009) donde no se realizó distinción alguna sobre los registros o las variables utilizadas.

A pesar de coleccionar registros de presencia para Michoacán y sus estados colindantes, únicamente se utilizaron los registros de presencia de anfibios que se encontraban dentro de los límites del estado para generar los modelos. En el presente estudio, además de las variables ambientales actuales, se utilizaron dos modelos contrastantes de cambio climático (A2 del CCC y B1 del GFDL, ambos para

la década 2050) con el fin de evaluar la respuesta de las especies de anfibios en Michoacán para 2050. Los modelos de distribución de especies, presentan ciertas limitaciones, como no considerar las interacciones bióticas, adaptación genética, y la dispersión de las especies, pueden influir en gran medida en determinar la distribución de las especies bajo condiciones de cambio climático (Pearson y Dawson 2006). Sin embargo, los modelos de distribución se consideran como una herramienta de gran utilidad en la actualidad para anticipar los efectos del cambio climático en la distribución de especies (Parra-Olea 2005). El utilizar dos modelos contrastantes permitió abarcar un espectro amplio en el posible impacto del cambio climático, como se ha reportado en otros estudios (Villers-Ruíz y Trejo-Vázquez 1998, Rebelo et al. 2010, Sáenz-Romero 2010, Urbina-Cardona et al. 2011).

A pesar de todo, fue posible la modelación de casi la mitad de las especies de anfibios del estado. Aún cuando se eliminaron varios modelos de distribución de especies, los modelos restantes resultaron altamente confiables para la determinación del hábitat apropiado de las especies. Todos los modelos realizados consideraron a alguna especie de importancia, ya sea por falta de información, categoría de riesgo o endemismo. Se considera que los detalles en la calidad de los modelos realizados, pueden deberse a factores relacionados con el proceso de selección de variables, que preferentemente debe realizarse personalizada para cada especie o en su defecto para especies con requerimientos ambientales similares.

Los modelos proyectados a futuro realizados, en general, pronostican un aumento en el área de hábitat apropiado de la mayoría de las especies, similar a los resultados de Araújo et al. (2006), donde realiza modelos de distribución para herpetofauna europea; por otra parte, los resultados son contrastantes con García et al. (2013), donde los resultados de sus modelos predicen un decremento en área potencial de distribución. Cabe mencionar que es probable que los resultados de García et al. (2013) encuentren un decremento en sus modelos, debido a la metodología utilizada y al hecho de que las especies seleccionadas son anfibios endémicos para todo el oeste de México, sin considerar a las demás especies. Esto es importante ya que el presente estudio se realizó con registros de presencia para la

mayor cantidad de especies de anfibios posible, y la mayor parte de los registros corresponden a la región michoacana del eje neovolcánico, área que no considera García et al. (2013).

Los resultados del presente trabajo, en principio, podrían interpretarse como que el cambio climático favorecerá a las especies de anfibios de Michoacán. Sin embargo, esto no es necesariamente cierto. Por una parte, aún cuando el hábitat apropiado desde el punto de vista climático aumente, eso no implica que las especies sean capaces de aprovechar la nueva área disponible. Esta nueva área disponible también hay que considerarla con cautela, ya que puede apreciarse en una proporción importante de los casos donde el incremento en el área de hábitat apropiado se da, no por crecimiento del área original, sino por la aparición de otras áreas. Si el área de hábitat ambiental adecuado, por ejemplo, aumentara, si la especie de la que se trate no pueda desplazarse a esa nueva área por algún motivo (topografía, ciudades, vías de comunicación, etc.), no tenga la capacidad para llegar a la nueva área de distribución en el tiempo requerido (en este caso para 2050), o que alguna especie llegara antes a ocupar esa zona de hábitat apropiado (depredadores o competidores), las poblaciones de especies pueden llegar a reducirse drásticamente. Existen casos donde se confirma esta disminución de poblaciones a pesar de encontrar un hábitat adecuado cercano, como en Parra-Olea et al. (2005), donde a pesar de encontrar hábitats propicios para un par de especies de salamandras, los resultados del estudio reportan que debido a las características biológicas específicas de las especies (capacidad de dispersión limitada, tamaño de la especie, sensibilidad a los cambios en temperatura, altitud y precipitación), estas dos especies de pleurodóntidos, podrían no responder a la velocidad necesaria (50 años) para colonizar las nuevas áreas de hábitat apropiado. Se prevé entonces que el cambio climático afectará de manera más aguda a especies con capacidad limitada de dispersión, como es el caso de algunos anfibios.

Cabe mencionar que una proporción considerable de especies cuyo hábitat apropiado se encuentre en algún área natural protegida, no necesariamente implica que el grupo se encuentre protegido o que esté asegurada su supervivencia. Con los análisis de ACEs protegida para especies de anfibios en el estado, se observa que

es necesario, no solo aumentar las áreas de hábitat apropiado actualmente protegidas sino también incluir a algunas otras especies que en los análisis no se encuentran consideradas.

Es de suma importancia continuar con análisis personalizados para cada especie de anfibio, ya que el presente trabajo puede considerarse como una generalización, y esto puede estar dejando de lado información importante sobre las especies estudiadas. Por ejemplo existen especies de anfibios muy resistentes y que bajo condiciones adecuadas pueden convertirse en plaga y amenazar ciertos ecosistemas, como mencionan Urbina-Cardona et al. (2011) para el caso de la rana toro (*Lithobates catesbeianus*), así como especies muy sensibles a cambios en su hábitat como lo menciona Parra-Olea et al. (2005) para el caso de algunas salamandras.

VIII. PERSPECTIVAS Y/O RECOMENDACIONES

Se encontró información muy interesante sobre las bases de datos, y por ende, de las especies de anfibios en el estado. Por mencionar un ejemplo, encontramos que existe una relación inversamente proporcional, en la mayoría de los casos, con respecto a las especies de importancia y los registros de presencia de las mismas. Otro caso interesante es que existe un déficit en cuanto a registros de presencia de especies muy comunes, probablemente por asumir que al existir la especie de manera tan cotidiana en regiones tan amplias, esta debe estar bien muestreada y estudiada. A pesar de que se ha desarrollado un trabajo prospectivo de la herpetofauna de la región, este estudio muestra que para ciertos análisis (como el modelado de distribución de especies), esta información es aún limitada para un número importante de estas especies. Resulta prioritario establecer, por medio de talleres y foros, una metodología estandarizada para el registro de especies que son colectadas u observadas por especialistas en el campo y priorizar las áreas y especies que requieren un mayor esfuerzo de muestreo.

Las variaciones en temperatura y precipitación que se proyectan en el estado bajo los escenarios de cambio climático seleccionados, al parecer tendrán un impacto en las áreas de hábitat apropiado que se observan en el presente. Se espera que estos cambios incluyan aumentos en el tamaño de las áreas de hábitat apropiado así como la aparición de nuevas áreas en zonas aledañas. Se predice que estas modificaciones incluyan la permanencia de las áreas actuales de hábitat apropiado así como aumentos en su extensión y la aparición de nuevas áreas en regiones del estado. Estos aumentos en el hábitat apropiado podrían modificar las áreas prioritarias, aumentando el número de especies que coinciden en ellas. A pesar de sus limitantes, los resultados de los modelos de distribución de especies permiten identificar un conjunto de áreas que pueden tener un papel particularmente importante en la conservación de especies de anfibios en el estado. En el presente trabajo se realizó una selección de variables para los modelos, proceso que recomendamos ampliamente, ya que además de evitar el sobreajuste del mismo, permite incluir el criterio experto en una sección crucial del modelado. El establecimiento de valores al crear y utilizar la capa de sesgo debe ser un proceso analizado cuidadosamente, ya que los distintos valores en esta capa afectarán de distinta manera el proceso de modelación. En términos generales, el área prioritaria para los anfibios representa una proporción relativamente pequeña de la superficie del estado (cerca de una sexta parte), y su grado de protección por ANPs en la actualidad, asumiendo que funcionan perfectamente, es aún reducido. Se requiere de un mayor número de ANPs en la región cuyo diseño debe estar basado en una planeación sistemática que incorpore los factores que amenazan la diversidad actualmente (deforestación) y en el futuro (cambio climático). Se recomienda el fomentar estrategias para promover la diversidad biológica, como pueden ser la creación de nuevas ANPs, la eficientización del manejo de las presentes y el establecimiento de corredores biológicos entre ellas.

El presente estudio predice que los polígonos actuales de ANPs concentren un mayor número de áreas de hábitat apropiado, por lo cual se considera necesario hacer más eficientes estas reservas, para promover la conservación de la biodiversidad en las mismas. Además, se sugiere promover el decreto de reservas

en las zonas circundantes donde se observó un número considerable de coincidencia de especies. Es necesario considerar con precaución estos resultados ya que si bien el hábitat ambiental se predice favorecido, existen factores bióticos (interacciones con otras especies) y de capacidad de dispersión de los anfibios que podrían no permitir la colonización de las nuevas áreas.

La localización de áreas de hábitat apropiado para los anfibios debe continuar y de preferencia convertirse entonces en propuestas de áreas naturales protegidas, y posteriormente en la creación de nuevas ANPs que consideren especies susceptibles de este importante género.

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 geo-referencia relativamente precisa hacen cada vez más sencillo generar esta información para asociarla a registros de campo.

Los modelos de distribución de especies sólo cuentan una parte de la historia de una especie, sin embargo existen factores que estos no pueden considerar. Un ejemplo es que los anfibios tienen una capacidad muy variable de adaptarse, y que su plasticidad, resistencia (tanto a interacciones con factores bióticos y abióticos) y capacidad de dispersión, así como las capacidades fisiológicas, determinará si estas especies realmente podrán sobrevivir al cambio climático, como lo sugieren trabajos como los de Wake (2012), Daszak et al. (2005), y Carey et al. (2003).

A la hora de realizar estudios de modelos de distribución de especies como el presente trabajo, es importante no considerar los modelos como inmóviles y permanentes, pero sí considerarlos como una base importante o guía para identificar ciertos requerimientos de microhábitat, planear con anticipación reservas, estrategias de manejo, proposición y/o creación de áreas naturales protegidas o estrategias

particulares para mitigar los efectos del cambio climático y promover la conservación e investigación de las especies de anfibios en el estado.

IX. BIBLIOGRAFÍA COMPLEMENTARIA

- AmphibiaWeb 2012. Information on amphibian biology and conservation. [aplicación web]. 2012. Berkeley, California: AmphibiaWeb. Disponible de: <http://amphibiaweb.org/>. (Accesado: 8 de Agosto, 2012).
- Arriaga L. y L. Gómez. 2007. Posibles efectos del cambio climático en algunos componentes de la biodiversidad de México. Documento en línea. Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad. (15 de Noviembre, 2007) Disponible en: <http://www2.ine.gob.mx/publicaciones/libros/437/arriaga.html>. (Accesado: 7 de Septiembre, 2011)
- Baillie, J. E. M., J. Griffiths, S. T. Turvey, J. Loh, & B. Collen. 2010. Evolution Lost: Status and Trends of the World's Vertebrates. Zoological Society of London, United Kingdom.
- 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
- Ceballos, G. y P.R. Ehrlich. 2002. Mammal population losses and the extinction crisis. *Science* 296: 904-907.
- Collins, J.P., M.L. Crump. 2009. Extinction in our times global amphibian decline Oxford University Press.
- Collen, B., M. Ram, T. Zamin, y L. McRae. 2008. The tropical biodiversity data gap: addressing disparity in global monitoring. *Tropical Conservation Science* Vol. 1 (2):75-88. Available online: tropicalconservationscience.org
- CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad). 2008a. La diversidad biológica de México. Documento en línea. Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad. (19 de Diciembre,

2008) Disponible en:

<http://www.conabio.gob.mx/institucion/cooperacioninternacional/doctos/dbmexico.html>

- CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad). 2008b. Georreferenciación de localidades de Colecciones Biológicas. Manual de Procedimientos. México. 177 págs.
- Elith, J., C.H.Graham, R.P. Anderson, M. Dudík, S. Ferrier, A. Guisan, R.J. Hijmans, F. Huettmann, J.R. Leathwick, A. Lehmann, J. Li, L.G. Lohmann, B.A. Loiselle, G. Manion, C. Moritz, M. Nakamura, Y. Nakazawa, J. McC.Overton, A.T. Peterson, S.J. Phillips, K.S. Richardson, R. Scachetti-Pereira, R.E. Schapire, J. Soberon, S. Williams, M.S. Wisz y N.E. Zimmermann. 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29: 129/151.
- Elith, J., S. Phillips, T. Hastie, M. Dudík, E.Y. Chee, y C.J. Yates. 2011. A Statistical Explanation of MaxEnt for Ecologists. *Diversity and Distributions*.17, 43-57. Blackwell Publishing Ltd.
- ESRI (Environmental Systems Research Institute). 2011. ArcMap 9.3. ESRI, Redlands, California.
- Flores–Villela, O. e I. Goyenechea. 2003. Patrones de distribución de anfibios y reptiles de Mexico. En: *Una perspectiva latinoamericana de la biogeografía: 289–296* (J. J. Morrone & J. Llorente–Bousquets, Eds.). CONABIO/UNAM, México.
- Frost, D. R. 2008. Amphibian Species of the World: an Online Reference. Versión 5.5 (31 de Enero 2011). Base de datos en línea. Disponible en: <http://research.amnh.org/herpetology/amphibia/index.php>. American Museum of Natural History, New York, USA. (Accesado: 8 de Agosto, 2012)
- García-Vázquez, U.O. ,L. Canesco-Márquez, J. Maceda-Cruz, J.L. Aguilar-López, C.A. Hernández-Jiménez, M.G. Gutiérrez-Mayen & E.Y. Melgarejo-Vélez. 2006. Análisis de la distribución de herpetofauna en la región Mixteca de Puebla, México. *Publicaciones de la Sociedad Herpetológica Mexicana* (3):152-169.

- Gibbons, J.W., P.W. Strangel. 1999. Conserving Amphibians and Reptiles in the New Millenium. Proceedings of the Partners in Amphibian and Reptile Conservation (PARC) Conference; 2-4 de June 1999; Atlanta (GA). Aiken (SC): Savannah River Ecology Laboratory. Herp Outreach Publication #2.
- Giovanelli, J.G.R., C.F.B. Haddad, 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
- Hijmans, R.J., S.E. Cameron, J.L. Parra, P.G. Jones y A. Jarvis. 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global areas. International Journal of Climatology 25:1965-1978.
- Hijmans, R. J., L. Guarino y P. Mathur.2012. Manual deDIVA-GIS Versión 7.5. INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática). 2005. Conjunto de datos vectoriales de uso de suelo y vegetación, escala 1:250 000, serie 3 (continuo nacional) Instituto Nacional de Geografía y Estadística. Dirección General de Geografía, Aguascalientes, México
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2002. Climate change and Biodiversity: IPCC technical paper V. Revisado el 30 de marzo de 2012 de: <http://www.ipcc.ch/pdf/technical-papers/climate-changes-biodiversity-en.pdf>.
- 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.
- IUCN (International Union for Conservation of Nature). 2009. IUCN red list of threatened species. Versión 2009.1. IUCN,Gland, Switzerland. Disponible de: <http://www.iucnredlist.org> (Accesado: 10 de Julio, 2009).
- Medina-Aguilar, O., J. Alvarado-Díaz, e I. Suazo-Ortuño. 2011. Herpetofauna de Tacámbaro, Michoacán, México. Revista Mexicana de Biodiversidad. 82:
- 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.
- Norma Oficial Mexicana. 2010. NOM-059-SEMARNAT-2010 Protección ambiental especies nativas de flora y fauna silvestres-categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-lista de especies en riesgo.
- Ochoa–Ochoa, L.M. y O. Flores–Villela. 2006. Áreas de diversidad y endemismo de la herpetofauna mexicana. UNAM–CONABIO, México.
- 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.
- Phillips, S.J. y M. Dudik, J. Elith. 2008. Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography* 31: 161_175, 2008 doi: 10.1111/j.2007.0906-7590.05203.x # 2007 AT&T, Inc. Journal compilation # 2007. *Ecography*. Subject Editor: Miguel Araújo. Accepted 13 December 2007
- Phillips, S.J., M. Dudik, J. Elith, C.H. Graham, A. Lehmann, J. Leathwick, S. Ferrier. 2009. Sample selection bias and presence only distribution models: implications for background and pseudo-absence data. *Ecological Applications*. *Ecological Society of America* 19:181-197.
- Phillips, S.J., R.P. Anderson, y R.E. Schapire. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological modeling* 190:231-259. (Software disponible de: [http://www.cd.princeton.edu/~schapire/maxent.](http://www.cd.princeton.edu/~schapire/maxent))
- 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*, 16(2), 561-576.
- Sáenz-Romero, C., G.E. Rehfeldt, N.L. Crookston, P. Duval, J. Beaulieu. 2009. Estimaciones de cambio climático para Michoacán. Implicaciones para el sector agropecuario y forestal y para la conservación de la Mariposa Monarca. Cuadernos de Divulgación Científica y Tecnológica del Consejo Estatal de Ciencia y Tecnología de Michoacán C+Tec. Innovación es solución a mi alcance. Serie 3, cuaderno número 28.

- Tsoar A., O. Allouche, O. Steinitz, D. Rotem, R. Kadmon. 2007. A comparative evaluation of presence-only methods for modelling species distribution. *Diversity and Distributions* 13, 397-405.
- 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.
- Urbina-Cardona, J.N. 2008. Conservation of Neotropical herpetofauna: research trends and challenges. *Tropical Conservation Science* 1:359–375.
- Urbina-Cardona, J.N. y O. Flores-Villela. 2010. Ecological-Niche Modeling and Prioritization of Conservation-Area Networks for Mexican Herpetofauna. *Conservation Biology*. Volumen 24, No. 4, 1031–104. Society for Conservation Biology DOI: 10.1111/j.1523-1739.2009.01432.x
- Velázquez-Montes, A., N. Sosa-Gutiérrez, J.A. Navarrete-Pacheco y A. Torres-García. 2005. Programa de Conservación para el Estado de Michoacán 2003-2008 Bases para la conformación del Sistema de Áreas de Conservación del Estado de Michoacán. Secretaría de Urbanismo y Medio Ambiente del Estado de Michoacán-Universidad Nacional Autónoma de México. México, 2005.
- Villers, L. e I. Trejo. 1998. El impacto del cambio climático en los bosques y áreas naturales protegidas de México. *Interciencia* 23: 10-19.