



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
INSTITUTO DE BIOLOGÍA
ECOLOGÍA

**LA INFLUENCIA DE LA INCERTIDUMBRE ASOCIADA A LOS
MODELOS DE NICHOS ECOLÓGICOS EN LA IDENTIFICACIÓN DE
SITIOS PARA LA CONSERVACIÓN DE PRIMATES EN MÉXICO**

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:

DOCTORA EN CIENCIAS

PRESENTA:

Edith Calixto Pérez

Tutor principal: Dr. Enrique Martínez Meyer, Instituto de Biología, UNAM.

Comité tutor: Dr. Carlos Díaz Ávalos. Instituto de Investigación en Matemáticas
aplicadas y Sistemas, UNAM.

Dr. Héctor Arita Watanabe. Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y
Sustentabilidad, UNAM

Tutor invitado: Dr. Miguel Nakamura Savoy, Centro de Investigación en matemáticas,
A.C.

CD. MX. JULIO 2019



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
INSTITUTO DE BIOLOGÍA
ECOLOGÍA

**LA INFLUENCIA DE LA INCERTIDUMBRE ASOCIADA A LOS
MODELOS DE NICHO ECOLÓGICO EN LA IDENTIFICACIÓN DE
SITIOS PARA LA CONSERVACIÓN DE PRIMATES EN MÉXICO**

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:

DOCTORA EN CIENCIAS

PRESENTA:

Edith Calixto Pérez

Tutor principal: Dr. Enrique Martínez Meyer, Instituto de Biología, UNAM.

Comité tutor: Dr. Carlos Díaz Ávalos. Instituto de Investigación en Matemáticas
aplicadas y Sistemas, UNAM.

Dr. Héctor Arita Watanabe. Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y
Sustentabilidad, UNAM

Tutor invitado: Dr. Miguel Nakamura Savoy, Centro de Investigación en matemáticas,
A.C.

MÉXICO, CD. MX. JULIO 2019

OFICIO CPCB/588/2019

Asunto: Oficio de Jurado para Examen de Grado.

M. en C. Ivonne Ramírez Wence
Directora General de Administración Escolar, UNAM
Presente

Me permito informar a usted que en la reunión del Subcomité por Campo de Conocimiento de Ecología y Manejo Integral de Ecosistemas del Posgrado en Ciencias Biológicas, celebrada el día 20 de agosto de 2018, se aprobó el siguiente jurado para el examen de grado de **DOCTORA EN CIENCIAS** de la alumna **CALIXTO PÉREZ EDITH** con número de cuenta **98284065** con la tesis titulada: "La influencia de la incertidumbre asociada a los modelos de nicho ecológico en la identificación de sitios prioritarios para la conservación de primates en México", realizada bajo la dirección del **DR. ENRIQUE MARTÍNEZ MEYER**:

Presidente:	DRA. PATRICIA KOLEFF OSORIO
Vocal:	DRA. TANIA ROSWITHA URQUIZA HAAS
Secretario:	DR. CARLOS DIAZ AVALOS
Suplente:	DR. MIGUEL NAKAMURA SAVOY
Suplente	DR. VICTOR MANUEL G. SANCHEZ-CORDERO DAVILA

Sin otro particular, me es grato enviarle un cordial saludo.

ATENTAMENTE
"POR MI RAZA HABLARA EL ESPIRITU"
Cd. Universitaria, Cd. Mx., a 20 de mayo de 2019.



DR. ADOLFO GERARDO NAVARRO SIGÜENZA
COORDINADOR DEL PROGRAMA



c.c.p. Expediente del (la) interesado (a).

Agradecimientos académicos

Agradezco al posgrado en ciencias biológicas, por todo su apoyo y las facilidades otorgadas para la realización de mis estudios de doctorado.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Conacyt) por la beca otorgada para la realización de mi cuarto año de doctorado y a la Coordinación General de Estudios de Posgrado de la UNAM, por la beca otorgada para la realización del último año del doctorado.

A mi tutor, el Dr. Enrique Martínez Mayer, y a los miembros de mi comité tutorial por brindarme su tiempo y aportar valiosos comentarios para la realización de esta tesis. Muchas gracias Dr. Carlos Díaz, Dr. Héctor Arita y muy especialmente al Dr. Miguel Nakamura.



Agradecimientos Personales

Al instituto de Biología de la UNAM por ser mi casa académica, y muy especialmente al Dr. Martín García Varela que, desde la oficina de posgrado del instituto, siempre me brindó su apoyo, me regañó, me marcó límites, pero sobre todo confió en mí y siempre me impulsó a terminar. Por ser en más de una ocasión amigo y tutor. Gracias Martín. A la Biól. Rocío González Acosta, por su siempre amable disposición y su incansable sonrisa para realizar cualquier trámite.

A la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Conabio), por todo el apoyo brindado para la realización de mis estudios de doctorado. Mi paso por esa institución propició fuertemente mi desarrollo profesional.

A los miembros del jurado de grado: Dr. Victor Sánchez Cordero, Dra. Patricia Koleff y Dra. Tania Urquiza. Victor, muchas gracias por tu buena onda, tu confianza, tus sabios consejos y regaños. Paty, ¡mil y un millón de gracias! Tu presencia durante toda mi estancia en el doctorado ha sido crucial. Tania, muchas gracias por el ojo crítico que siempre nos obliga a mejorar. Por todo el apoyo y la confianza durante todo el proceso del doctorado, ¡gracias!

A los miembros del comité académico del posgrado y particularmente a la Dra. María del Coro Arizmendi por su apoyo brindado durante mi participación como representante de los estudiantes ante el comité. De igual forma a mis compañeros estudiantes que me eligieron y me permitieron representarlos en las sesiones del comité.

A mi familia. Mis padres, Rafael Calixto Rodríguez y María Eleazar Pérez Ríos, quienes me enseñaron a superar la adversidad por medio del trabajo y la honestidad. Mis hermanas queridas Cecilia, Alma, Susana y Alejandra Calixto. Mis sobrinos: Arturo, Rubén, Zidane, Xochitl y Daniel. Mis cuñados Alejandro y Juan. A todos gracias por siempre estar a pesar de la distancia.

A la familia Salazar Calixto por todo el amor y cariño, y por todas las tardes de alegría a su lado.

A la familia Díaz Martínez. Para Alejandro Díaz López y Juana Martínez Pérez toda mi gratitud por el grandísimo apoyo que nos han brindado a Sergio y a mí en múltiples aspectos de la vida. A Diana, Ale, y Paco por su cariño y su amistad.

A mis queridos compañeros del Laboratorio de Análisis Espaciales. Julián, Juliana, Carlos Chicken, Cons, Nora, Gaby, Monse, Alex, Zaira, Karina, Jorge, Emiliano, Carlitos, y muy especialmente a mi querido Bruno: Luis Osorio y Rusby Contreras.

A Ángela Cuervo y Carolina Sánchez Ureta, por su amistad, apoyo y su infinita solidaridad.



A mis entrañables amigos de Conabio. Wolke Tobón, Melanie Kolb, Jesús Alarcón, Sylvia Ruiz, Dianita Ramírez, Óscar Gómez, Carlos Troche, Bárbara Ayala, Paulina Arias, Georgia Schmit, Ana Isabel González, Elena Álvarez, Isa Trejo, Miguel Sicilia, Rocío Montiel, Edgar Saavedra y a mi muy querida Adriana Valera.

A mis amigas las más queridas, con quien comparto el amor por la ciencia, la lealtad, la solidaridad. Es con ellas dónde paso los ratos más divertidos, y con quien encuentro el más fuerte apoyo en los momentos difíciles. Delia Basanta, Anny Meneses, Ángela Nava y Claudia Moreno.

A mis queridos amigos de Nueva Zelanda y a los que todavía extraño. Johanna Relijus, Kimberley, Balam, Maren, Sven, Paola, Claudio, Natalia, Judith, Carlos, Maribel, Tania, Rubén y muy especialmente a mi querida Andrea Glockner. Gracias a su amistad mi estancia en NZ es absolutamente inolvidable.

A los imprescindibles. A los que siempre están y estarán. Con los que nos vamos juntos haciendo viejos: Luz y Edgar Tafoya, Rosalba, Ray, Tanya, Sandy, Marco, Luisana, San, Landy. De manera especial a Isa Reyes, quien además de ser mí amiga, es la autora del diseño de esta tesis.

A todos los que he nombrado y a los que me faltaron. Gracias por ser, gracias por estar y gracias por hacer de este mundo un lugar mejor.

Finalmente quiero agradecer a mi querida Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM). En la UNAM he recibido formación académica del más alto nivel desde la educación media superior hasta el posgrado. En la UNAM forjé mi carácter y un pensamiento crítico. Aprendí a ser, aprendí a hacer y aprendí a aprender. ¡Gracias por tanto!



Para Sergio Díaz

*Por todo lo andado, por el porvenir.
Porque tomados de la mano somos los más fuertes,
los más valientes, los más sensibles.
Y no hay océano lo suficientemente
grande para soltarnos de la mano.*

A la Dra. Silvia Heyser Guerrero

*Por enseñarme a mirarme de frente,
y sobreponerme al asombro.*



*"...cuando estamos ante algo imposible,
solo queda un camino: hacerlo.
Lo imposible está para hacerse, no es para prometerse,
claro que tiene un requisito
no retroceder ante el deseo imposible que nos habita."*

Jacques Lacan



Índice

Resumen	11
Abstract	13
Introducción	15
Capítulo 1: Integrando el conocimiento de experto y los modelos de nicho ecológico para estimar la distribución geográfica de los primates en México	26
Capítulo 2: Cuantificación de la incertidumbre en los modelos de nicho ecológico vía bootstrap paramétrico	45
Capítulo 3: Identificación de sitios prioritarios para la conservación de primates en México considerando la incertidumbre inherente a los modelos de nicho ecológico	81
Discusión General	111
Conclusiones Generales	118
Referencias Generales	120
Anexo 1	125
Anexo 2	147
Anexo 3	155



Resumen

La protección de áreas es una de las estrategias de conservación más empleadas a nivel mundial. Idealmente, un área a conservar será aquella en la que se favorezca la persistencia de especies y el mantenimiento de los procesos ecológicos a largo plazo. No obstante, los recursos así como el área que pueden ser destinados a la conservación son limitados, por lo que es necesario priorizar áreas identificando sitios dónde esté representado el objeto de conservación (ecosistemas o especies) y que minimicen los factores que amenazan su persistencia. Por lo tanto, estimar de forma precisa el área en la que se distribuyen las especies es un factor clave. En los últimos años, el uso de modelos de nicho ecológico (MNE) ha sido una herramienta ampliamente utilizada para la estimación de la distribución de las especies. No obstante, en la generación de MNE hay diversas fuentes de incertidumbre que, al ser ignoradas, producen estimaciones sesgadas de la distribución de las especies que pueden derivar en la propuesta de sitios para conservación poco relevantes. Por esta razón, es evidente la necesidad de analizar el efecto de la incertidumbre inherente a los MNE en la selección de sitios para la conservación. Para ello se han seleccionado los primates Mexicanos ya que son un excelente modelo debido a que son especies ampliamente estudiadas y se conocen muchos aspectos de su biología, lo cual se puede emplear para reducir la incertidumbre en los MNE. Además, los primates Mexicanos se encuentran en peligro de extinción y es urgente identificar áreas prioritarias para su conservación. En esta tesis, analice el efecto de la incertidumbre de los MNE en la



selección de sitios para la conservación. Para ello abordé el tema de la incertidumbre a partir de dos vertientes. La primera (Capítulo 1) se basó en incluir el conocimiento de experto como un medio para reducir la incertidumbre en los MNE. La segunda (Capítulo 2) consistió en el desarrollo de un método basado en bootstrap paramétrico para cuantificar incertidumbre en los MNE. Finalmente, en el capítulo 3 se realizó la identificación de sitios para conservación de primates bajo tres escenarios. En el primero se redujo la incertidumbre durante el proceso de modelado al incluir conocimiento de experto, en el segundo se generó un mapa de incertidumbre que fue empleado como un criterio de priorización, y en el tercero no se tiene ninguna consideración de incertidumbre. Los resultados indican que el uso del conocimiento de expertos produce mejores modelos que aquellos que no lo integran y permite reducir la sobrepredicción de los MNE acercando la distribución potencial a la distribución realizada de las especies. Por otro lado, el uso del bootstrap paramétrico permitió cuantificar la incertidumbre generada por el proceso de inferencia del nicho ecológico en el modelado. El método para cuantificación de incertidumbre que desarrolle mostró un buen desempeño. Finalmente, encontré distintos efectos en la priorización de sitios dependiendo de las formas en las que se considera la incertidumbre. Concluyo, que es fundamental reducir y manejar la incertidumbre asociada a los MNE en la identificación de sitios para la conservación de primates en México. Adicionalmente, al diseñar redes de áreas protegidas, es crucial analizar las condiciones en cada uno de los sitios seleccionados y considerar la incertidumbre, ya que en algunos casos podría ser mejor priorizar un sitio aparentemente subóptimo en términos del área empleada, pero que posee un nivel de certeza mayor en los sitios seleccionados.



Abstract

The protection of areas is one of the most world widely used strategies for conservation. Ideally, a conservation area is that in which it is favored the long-term persistence of species and the maintenance of ecological processes. However, the resources, as well as the area that can be assigned for conservation, are limited. Therefore, it is necessary to prioritize areas identifying sites where the conservation object (ecosystems or species) is represented and, at the same time, reduce the factors threatening its persistence. Therefore, estimating precisely the area where the species are distributed is a key factor. During the last years, ecological niche models (ENMs) have been a widely used tool for the estimation of species distribution. Nevertheless, there is during ENMs construction diverse sources of uncertainty arise. When ignored, they can produce biased estimations of species distributions resulting in the proposal of conservation sites of low relevance. For this reason, it is clear the need to analyze the effect of the uncertainty linked to the ENMs during the selection of sites for conservation. Mexican primates are a good study model due to the fact that these taxa have been well studied and several aspects of their biology are known which can be used to reduce the uncertainty in the ENMs. In addition, primates are endangered species in Mexico for which is urgent to identify priority areas for conservation. I address the uncertainty in two different ways. The first (Chapter 1), is based on the inclusion of experts' knowledge as a way to reduce the uncertainty in ENMs. The second one (Chapter 2) consisted of the development of a method based on parametric bootstrap to quantify the uncertainty of the ENMs. Finally, in Chapter 3, the identification



of sites for primates conservation was done using three different scenarios. In the first one, the uncertainty was reduced using experts' knowledge during the model construction process. In the second one, a map of uncertainty was created and used as a prioritization criterion. In the third one, the uncertainty was not considered. The results indicate that the use of experts' knowledge produces better models than those without it reducing the over-prediction of the ENMs and leading to a better transition from the potential to the realized distribution of species. On the other hand, the use of the parametric bootstrap method allowed to quantify the uncertainty generated during the inference of the ecological niche. The method developed to quantify the uncertainty showed a good performance. Finally, I have found that distinct effects in the prioritization of sites are produced depending on how the uncertainty is considered. I conclude that it is fundamental to reduce and handle the uncertainty linked to the ENMs during the identification of sites for conservation of Mexican primates. In addition, it is important to analyze the conditions of each selected site and consider the uncertainty when nets of protected areas are designed. This because, in some cases, it could be better to prioritize sites that appear to be suboptimal in terms of the used area but which possess a higher level of certainty in the selected sites.



Introducción

Uno de los grandes retos de la biología de la conservación en la actualidad es lograr la protección de especies, procesos ecológicos y fenómenos de escala continental (Olson et al. 2002) a una velocidad mayor que el avance de los factores que amenazan su persistencia. Actualmente nos enfrentamos a una crisis de la biodiversidad en la que muchas especies se están perdiendo incluso antes de que podamos nombrarlas, conocerlas, o saber el rol que juegan en su comunidad (Singh 2002). No obstante, los recursos así como el área que pueden ser destinados a la conservación son limitados. Las regiones por ejemplo, compiten con otros usos potenciales de la tierra como la agricultura, la ganadería, la urbanización, etc. Es por ello que aunque sería deseable conservar y proteger a toda la biodiversidad, se debe conservar la mayor cantidad de ecosistemas, especies clave, etc. en la menor área posible (Singh 2002), por lo cual es necesario la priorización de áreas para conservación.

La priorización de áreas se basa en identificar aquellos sitios dónde esté representado el objeto de conservación (que puede ser especies, taxones, ecosistemas, etc) y en el que se reduzcan los factores que amenazan su persistencia (Sarkar et al. 2006; Margules & Sarkar 2009). De esta manera, un sitio va a ser más prioritario que otro, en tanto haya más certeza de que el objeto de conservación se distribuye ahí, y de que en ese sitio encontrará las condiciones viables para su existencia a largo plazo. No obstante, la priorización se realiza en un ambiente cambiante y por lo tanto la priorización debe hacerse considerando amenazas dinámicas (Pressey et al. 2007; Visconti et al. 2010). Por otro lado, la distribución geográfica de las especies también es dinámica y suele cambiar en el tiempo



como resultado de los procesos demográficos (Lomolino et al. 2010). Adicional a ello, los registros de presencia de las especies usualmente son incompletos o contienen sesgos de diversos tipos, pues existen factores que dificultan la detectabilidad de los organismos en el medio natural (Kéry and Schmid 2003), o bien las colectas científicas pueden concentrarse en zonas específicas (áreas de fácil acceso, cercanía a carreteras y caminos, estaciones de investigación, etc), lo que deriva en estimaciones imprecisas de la distribución de especies.

Para estimar la distribución de especies, el uso de modelos de nicho ecológico (MNE) es una de las técnicas frecuentemente empleadas en la identificación de sitios prioritarios para la conservación (Fuller et al. 2006). Los MNE han sido muy empleados pues a partir de un conjunto de registros de presencia y variables del entorno es posible identificar sitios ambientalmente viables para las especies, incluyendo sitios donde las especies no han sido registradas anteriormente (Guisan y Zimmermann 2000; Martínez-Meyer 2005) . Adicionalmente, se les ha considerado una alternativa eficiente por encima de otros métodos de cartografía y aerografía empleados para delimitar la distribución de las especies (Mota-Vargas y Rojas-Soto 2012). Sin embargo, en los MNE también hay fuentes de incertidumbre asociadas, por ejemplo, a los datos de entrada y al proceso de modelado (Rocchini et al. 2011), las cuales al ser ignoradas impactan las estimaciones realizadas en la distribución de las especies (Guisan y Thuiller 2005). Por lo tanto, al usar MNE dentro del proceso de planeación para la conservación es necesario tener en consideración las posibles fuentes de error e incertidumbre y aprender a manejarlas.



Incertidumbre en los modelos de nicho ecológico

La incertidumbre es un estado cognitivo de conocimiento incompleto, y es inherente al estudio de los sistemas complejos (Kunreuther et al. 2014). La incertidumbre es, en otras palabras, una medida de ignorancia respecto a un fenómeno. Dicha ignorancia puede deberse a la falta de conocimiento (incertidumbre epistémica) o a la variabilidad natural del sistema (Said-Infante & Zarate-Lara, 1990). La falta de conocimiento de un sistema puede derivarse de información vaga, ambigua, mediciones imprecisas, o puede derivarse de observar solo una parte de la población objetivo. También puede deberse a la complejidad natural de un sistema, ya que los sistemas complejos suelen depender de una gran cantidad de variables, o de interacciones complejas entre ellos, las cuales no son posibles de describir en su totalidad (Person 2001). Por lo tanto, la incertidumbre no solo es el resultado de la ignorancia que una mayor investigación podría subsanar, en los sistemas complejos siempre habrá una parte irreducible de incertidumbre (Guillán 2014; IPCC 2014, Kunreuther et al. 2014). Adicional a ello, diversas fuentes de incertidumbre pueden estar involucradas en la descripción de un mismo sistema las cuales pueden interactuar entre sí y generar efectos sinérgicos que las potencialice, o incluso las minimice (Wiens et al., 2009, Dormann et al., 2012), y la forma en que influyen en el producto final depende de qué tan sensible es el modelo al parámetro incierto (Jager y King 2004). Por ello, es importante manejar la incertidumbre identificando las fuentes, minimizándolas en caso de ser posible, y cuantificándolas.

Una lista muy detallada de fuentes de incertidumbre han sido documentadas en los MNE (Rocchini et al., 2011; Beale & Lennon, 2012; Dormann et al., 2012). De manera



muy general, las fuentes de incertidumbre pueden resumirse en 4 tipos: 1) la inherente complejidad de la distribución geográfica de las especies; 2) la calidad de los datos de entrada; 3) las limitaciones en la medición y descripción del sistema (problemas de detectabilidad, esfuerzo de muestreo, técnicas de muestreo, etc.); y 4) las técnicas empleadas para estimar el nicho (Rocchini et al., 2011; Qiao, Soberón, & Peterson, 2015). Algunas de estas incertidumbres ya han sido estudiadas y pueden eliminarse o reducirse. Por ejemplo, la incertidumbre generada por el uso de diversos algoritmos de modelado puede manejarse a través del ensamble de proyecciones (Araújo & New, 2007).

Manejo de la incertidumbre en los modelos de nicho ecológico

Diferentes alternativas se han propuesto para reducir la incertidumbre de los modelos de distribución potencial. La revisión minuciosa de los registros de presencia de las especies para eliminar registros posiblemente erróneos, el ensamble de proyecciones y la incorporación del conocimiento de los expertos son algunas de las medidas propuestas (Araújo y New 2007; Rocchini et al. 2011). Un experto es una persona que posee conocimiento acerca de algún tema de interés y que lo ha adquirido a través de experiencia profesional, educación formal o entrenamiento (Garthwaite et al. 2005). Por lo tanto, los expertos pueden participar en el proceso de modelado desde la construcción de las bases de datos con registros de presencia de las especies, la identificación de variables importantes para delimitar la distribución geográfica y finalmente, en la validación de los mapas



resultantes (Calixto-Pérez et al. 2018). No obstante, a pesar de ser una estrategia promisoría para manejar la incertidumbre en los MNE ha sido poco explorada.

Por otro lado, hasta hace unas décadas la discusión científica se centró en reconocer la existencia de fuentes de incertidumbre e identificar la naturaleza de cada una de ellas, sin embargo el desarrollo de métodos que permitan su cuantificación es aun insipiente. En general, la calidad de las estimaciones realizadas empleando MNE se miden empleando métricas de validación que en su forma más simple comparan el total de los registros de presencia que han sido correctamente predichos, contra los sitios no predichos (Martínez-Meyer 2005), hasta métodos estadísticos más sofisticados que cuantifican alguna medida de exactitud predictiva (Fielding y Bell 1997). En todos los casos estas métricas generan un valor que representa la exactitud con la que la proyección fue realizada. No obstante, diversos autores han coincidido en la necesidad de desarrollar métodos que permitan la cuantificación de la incertidumbre en cada pixel de los MNE (Wiens et al. 2009; Lobo et al. 2010; Rocchini et al. 2011). Con un mapa de incertidumbre espacialmente explícito sería posible seleccionar sitios de conservación en zonas con menor incertidumbre asociada a la estimación del nicho ecológico de los objetos de conservación.

La importancia de considerar la incertidumbre en la planeación para la conservación

La identificación de sitios para conservación sin una evaluación de los errores y fuentes de incertidumbre asociados a los modelos de distribución potencial puede conducir a proponer áreas para la conservación de la biodiversidad en sitios donde no tenemos certeza de que las



especies puedan encontrar condiciones ambientales viables para su existencia. Por ello, es necesario analizar el efecto de la incertidumbre de los MNE en la identificación de sitios para la conservación. En este trabajo seleccionamos a los primates no humanos con distribución en México pues son taxones que han sido bien estudiados y se conocen muchos aspectos de biología, como hábitos alimenticios y preferencia por tipos de vegetación. Esta información permite tener un modelo de estudio en el cual se pueda integrar el conocimiento adquirido sobre la ecología de estas especies como un medio para reducir la incertidumbre en la creación de MNE, y que permitan comparar las distintas aproximaciones. Adicionalmente, los primates son especies que en México se encuentran en peligro de extinción (NOM-059-SEMARNAT-2010) y para los cuales es urgente identificar áreas prioritarias para su conservación.

Primates en México

El Orden Primates es uno de los grupos de mamíferos con mayor riqueza de especies. Hasta la fecha se han descrito 701 taxa pertenecientes a 504 especies, de las cuales 171 se distribuyen en el neotrópico, la región con mayor diversidad de primates en la tierra (Estrada et al. 2017). En México se encuentra el límite más septentrional para la distribución de los primates del Neotrópico, donde se distribuyen tres especies pertenecientes a dos géneros: el mono araña (*Ateles geoffroyi*), el mono aullador de manto (*Alouatta palliata*) y el mono aullador negro (*Alouatta pigra*) (Ceballos y Oliva 2005).

De las tres especies de primates con distribución en México, *Ateles geoffroyi* es el de distribución más amplia, seguido del *Alouatta palliata* y finalmente *A. pigra*. La



distribución histórica de *Ateles geoffroyi* abarcaba desde el norte de México hasta Nicaragua. En México se distinguen dos subespecies: *A. geoffroyi vellerosus* Gray, 1866, que se distribuye desde Tamaulipas hasta Chiapas, y *A. geoffroyi yucatanensis* Kellogg y Goldman, 1944 la cual está restringida a la península de Yucatán. *Alouatta palliata* se distribuye desde Veracruz en México, hasta el sur de Centroamérica; siendo la subespecie *A. palliata mexicana*, la que se distribuye en México, específicamente en Veracruz, Tabasco, el norte de Chiapas y Oaxaca. Finalmente, para *A. pigra* su distribución se restringe a la península de Yucatán, Tabasco y norte de Chiapas en México. La distribución de estas tres especies está asociada principalmente a las selvas tropicales, dónde contribuyen al mantenimiento de la diversidad arbórea y la estructura de los ecosistemas (Ceballos y Oliva 2005) .

Los primates son predadores, presas, y especies mutualistas en las redes alimenticias, por lo tanto, influyen en la estructura, función y resiliencia de los ecosistemas (Estrada et al. 2017). Su principal fuente de alimentación son las hojas, flores, y frutos (Ceballos y Oliva 2005). Después de consumir los frutos evacuan las semillas por lo tanto son excelentes dispersores de semillas (Rodríguez-Luna et al. 2009). Son arborícolas, y aunque tanto el mono araña como el mono aullador negro se les ha observado cruzando zonas de arbustos, prefieren el estrato medio y alto de las selvas (Ceballos & Oliva 2005). Por lo tanto, son especies vulnerables a fragmentación del hábitat al requerir ecosistemas en buen estado de conservación.

Actualmente el 60% de las especies de primates a nivel mundial se encuentran amenazadas de extinción a causa de las actividades humanas, siendo la pérdida de hábitat la



principal amenaza (Estrada et al. 2017). En México la pérdida de hábitat y la cacería son algunas de las principales causas de declive de las poblaciones (Duarte-quirola y Estrada 2003; Semarnat y CONANP 2012). De acuerdo con la norma oficial de protección de especies silvestres en México (NOM-059-SEMARNAT-2010), las tres especies de primates se encuentran en peligro de extinción y de acuerdo con la lista roja de la unión internacional para la conservación de la naturaleza (IUCN 2018) *Alouatta palliata mexicana* se encuentra críticamente amenazada, mientras que *A. pigra* y *Ateles geoffroyi* están amenazadas.

Al ser la pérdida de hábitat una de las principales amenazas para la conservación de los primates, la protección de áreas es una de las medidas de mitigación propuestas para reducir el decremento de las poblaciones. Al proteger legalmente un área para su conservación, se busca reducir la pérdida de hábitat y de servicios ecosistémicos (Groom *et al.* 2006), salvaguardar la biodiversidad que en ella habita, restablecer y/o mantener la conectividad entre áreas naturales (Estrada et al. 2017), y con ello, mantener el flujo de organismos y de genes que permita mantener estables a las poblaciones (Groom *et al.* 2006). En el caso de los primates, por ejemplo, se ha observado que aquellos que habitan parches de vegetación aislados, han mostrado decremento y reestructuración de sus poblaciones, así como pérdida de la diversidad genética (Estrada et al. 2017). No obstante, las áreas que pueden ser destinadas para conservación, compiten con otros usos potenciales de la tierra como la agricultura, la ganadería, la urbanización, etc., Por ello es necesario priorizar áreas, identificando aquellas que tengan mayor relevancia biológica para conservación (Margules y Sarkar, 2009).



Objetivo y estructura de la tesis

Con base en lo anterior, en esta tesis se analiza el efecto de la incertidumbre de los modelos de distribución potencial en la identificación de sitios para la conservación, usando como modelo de estudio a los primates que se distribuyen en México. El problema se aborda a partir de dos vertientes, la primera se basa en incorporar el conocimiento de expertos para reducir la incertidumbre en diversas fases del proceso de modelado, y por otro lado se desarrolló un nuevo método computacional para cuantificar incertidumbre en los modelos de distribución. Finalmente, ambas aproximaciones son empleadas para la identificación de sitios para la conservación de primates.

En el capítulo I modelé la distribución potencial y realizada del mono araña, mono aullador negro y mono aullador de manto en México incorporando el conocimiento de experto. Los expertos, los cuales fueron convocados a través de la Asociación Mexicana de Primatología, participaron en diferentes fases del proceso de modelado, desde la revisión de los datos de entrada hasta la evaluación de los resultados. Estos modelos fueron contrastados con modelos realizados sin el apoyo de los expertos. Los resultados obtenidos a partir de este análisis se encuentran publicados en la revista *Primates* de la editorial Springer (Calixto-Pérez et al. 2018).

En el capítulo II desarrollé un método basado en bootstrap paramétrico para cuantificar la incertidumbre de los modelos de nicho ecológico. Para ello realicé el planteamiento teórico del método, en el cual se propone que emplear un modelo de distribución normal multivariado permite describir la probabilidad con la cual las especies



pueden ser encontradas en el espacio ecológico. Adicional a ello realicé la programación computacional del método usando plataformas de acceso libre y código abierto. Para evaluar el desempeño del método realicé pruebas empleando especies virtuales.

En el capítulo III realicé la identificación de sitios para la conservación de los primates en México bajo el enfoque de la planeación sistemática de la conservación. La identificación de sitios se llevó a cabo empleando criterios de priorización que incluyen elementos del paisaje que favorece la persistencia de las especies, así como criterios espaciales que favorecen la selección de sitios con la mayor representatividad de las especies en la menor área posible. La estimación del área de distribución de las especies que se empleó se generó bajo dos enfoques: 1) Distribución potencial de los primates en México generada con base en el conocimiento de experto y 2) Distribución potencial construida sin el conocimiento de expertos, pero considerando el mapa de incertidumbre generado con el método bootstrap paramétrico propuesto. Los resultados se contrastaron contra un escenario de priorización que se generó empleando MNE sin ninguna consideración de incertidumbre.

Finalmente presento como apéndices tres trabajos desarrollados en paralelo a esta tesis, en los que se utiliza mi tema de estudio desde diferentes enfoques. El primero es un texto de revisión y análisis bibliográfico en el que se plasma ideas teóricas acerca de la incertidumbre, pero en el contexto del cambio climático y las políticas públicas. Este texto lleva por título *“Evaluación de riesgo e incertidumbre en las políticas públicas de cambio climático”* y fue publicado como un capítulo del libro 21 visiones de la COP21. El acuerdo de París: Retos y áreas de oportunidad para su implementación en México (Rueda et al.



2016). El segundo apéndice corresponde a un poster informativo en el que se presenta un análisis de priorización para primates que coordinó la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) y en el que se emplearon los modelos de nicho generados considerando el conocimiento de expertos y presentados en el capítulo 1 de esta tesis. El tercer apéndice corresponde al “*Programa de acción para la conservación de las especies: Primates*” que es una herramienta de política pública para la conservación de especies prioritarias del gobierno federal, y para el cual se emplearon los modelos de nicho generados en esta tesis presentados en el capítulo 1.



Capítulo 1

Integrando el conocimiento de experto y los modelos de nicho ecológico para estimar la distribución geográfica de los primates en México



El trabajo de investigación que corresponde al capítulo 1 de esta tesis fue publicado en:

Calixto-Pérez, E., Alarcon-Guerrero, J., Ramos-Fernández, G., Dias, P., Rangel-Negrín, A., Améndola-Pimenta, M., Domingo, C., Arroyo-Rodríguez, V., Pozo-Montuy, G., Pinacho-Guendulain, B., Urquiza-Haas, T., Koleff, P., Martínez-Meyer, E. 2018. Integrating expert knowledge and ecological niche models to estimate Mexican Primates' distribution. *Primates* (2018) 59:451-467.

Desde que se publicó el artículo se detectó que los nombres de las especies están invertidos en las etiquetas de los mapas de distribución. El error ha sido reportado en múltiples ocasiones a los editores de la revista, y hasta el momento en que se imprimió esta tesis no se había obtenido respuesta. Es por ello se le pide al lector tener en consideración la siguiente

Fe de erratas

Página 458

Fig. 3b dice: *Alouatta palliata mexicana*, debe decir: *Alouatta pigra*

Fig. 3c dice: *Alouatta pigra*, debe decir: *Alouatta palliata mexicana*

Página 460

Fig. 4b dice: *Alouatta palliata mexicana*, debe decir: *Alouatta pigra*

Fig. 4c dice: *Alouatta pigra*, debe decir: *Alouatta palliata mexicana*

Página 462

Fig. 5 dice: Zona de contacto (área negra) para *Alouatta palliata mexicana* (gris oscuro) y *Alouatta pigra* (gris claro) estimado con conocimiento de experto, debe decir: Zona de contacto (área negra) para *Alouatta palliata mexicana* (gris claro) y *Alouatta pigra* (gris oscuro) estimado con conocimiento de experto.





Integrating expert knowledge and ecological niche models to estimate Mexican primates' distribution

Edith Calixto-Pérez^{1,2} · Jesús Alarcón-Guerrero³ · Gabriel Ramos-Fernández^{4,5} · Pedro Américo D. Dias⁶ · Ariadna Rangel-Negrín⁶ · Monica Améndola-Pimenta⁷ · Cristina Domingo⁸ · Víctor Arroyo-Rodríguez⁹ · Gilberto Pozo-Montuy^{10,11} · Braulio Pinacho-Guendulain¹⁰ · Tania Urquiza-Haas³ · Patricia Koleff³ · Enrique Martínez-Meyer^{1,12}

Received: 24 February 2017 / Accepted: 26 June 2018
© Japan Monkey Centre and Springer Japan KK, part of Springer Nature 2018

Abstract

Ecological niche modeling is used to estimate species distributions based on occurrence records and environmental variables, but it seldom includes explicit biotic or historical factors that are important in determining the distribution of species. Expert knowledge can provide additional valuable information regarding ecological or historical attributes of species, but the influence of integrating this information in the modeling process has been poorly explored. Here, we integrated expert knowledge in different stages of the niche modeling process to improve the representation of the actual geographic distributions of Mexican primates (*Ateles geoffroyi*, *Alouatta pigra*, and *A. palliata mexicana*). We designed an elicitation process to acquire information from experts and such information was integrated by an iterative process that consisted of reviews of input data by experts, production of ecological niche models (ENMs), and evaluation of model outputs to provide feedback. We built ENMs using the maximum entropy algorithm along with a dataset of occurrence records gathered from a public source and records provided by the experts. Models without expert knowledge were also built for comparison, and both models, with and without expert knowledge, were evaluated using four validation metrics that provide a measure of accuracy for presence-absence predictions (specificity, sensitivity, kappa, true skill statistic). Integrating expert knowledge to build ENMs produced better results for potential distributions than models without expert knowledge, but a much greater improvement in the transition from potential to realized geographic distributions by reducing overprediction, resulting in better representations of the actual geographic distributions of species. Furthermore, with the combination of niche models and expert knowledge we were able to identify an area of sympatry between *A. palliata mexicana* and *A. pigra*. We argue that the inclusion of expert knowledge at different stages in the construction of niche models in an explicit and systematic fashion is a recommended practice as it produces overall positive results for representing realized species distributions.

Keywords Expert knowledge · Ecological niche modeling · Species distribution models · *Alouatta palliata mexicana* · *Alouatta pigra* · *Ateles geoffroyi* · Maxent · Mexico

Introduction

The geographic distribution of a species depends on complex and dynamic processes that vary across space and time. It is the result of the responses of species to relatively static (e.g., topography) and dynamic (e.g., resources, biotic interactions) environmental and ecological factors that impact demographic processes, which, in turn, shape

their distribution (Lomolino et al. 2010). Delimiting the geographic distribution of taxa is therefore a challenging task, as the process delineated above produces fuzzy and highly dynamic boundaries. Hence, several methods have been developed to delimit the distribution of a species, from purely cartographic in which a collection of records are enclosed by convex polygons (Burgman and Fox 2003), areographic techniques where the size and shape of ranges are estimated with numerical manipulations of regular grids (or circles, hexagons, etc.) drawn around occurrence records (Rapoport 1982), to inferential correlative and mechanistic methods based on the association between species and the

✉ Enrique Martínez-Meyer
emm@ib.unam.mx

Extended author information available on the last page of the article



environment. In the last two decades, correlative methods known as species distribution models or ecological niche models (ENMs) have become the most widely used approach to estimate species distributions (Lobo et al. 2010; Varela et al. 2014).

In general, ENMs are based on associations between occurrence records of the target species and environmental variables to reconstruct the ecological niche and project the niche model onto a geographic area to produce a map representing the potential distribution of that species (Guisan and Thuiller 2005; Martínez-Meyer 2005). The Hutchinsonian niche concept refers to the fundamental niche as all biotic and scenopoetic factors that allow a species to persist indefinitely (Hutchinson 1957). In practice, the vast majority of ecological niche modeling applications only consider scenopoetic factors, such as climate and topography, and do not explicitly include some important ecological or historical factors (e.g., interspecific interactions, dispersal). When only scenopoetic factors are considered, ENMs identify areas of potential distribution that are not necessarily occupied by the species due to further factors, such as the history of the species, biogeographic barriers, dispersal capacity, interspecific competition, predation, among others (Soberón 2007).

Conversely, the realized distribution is the area where both scenopoetic and biotic conditions are favorable and thus where the species is likely to occur (Soberón and Peterson 2005). For studies aimed at finding the geographic area where the species can actually be found, approximating the potential distribution to the realized distribution is a crucial step. For instance, in conservation planning, it is desirable to prioritize areas with high probability of occurrence of a given species over areas that may be an overestimation of its distribution (Rondinini et al. 2006). Overestimated areas may represent environmentally suitable regions to which the species has failed to disperse or where it has gone extinct (Anderson et al. 2003) but can also derive from choices in the modeling procedure (e.g., threshold value for binary classification) or from errors in the input data (species misidentifications or positional errors associated with occurrence records; Rocchini 2011).

Different approaches have been implemented to reduce overprediction, from purely data-driven (Anderson and Martínez-Meyer 2004) to those including the opinion of experts (López-Arévalo et al. 2011). An expert is someone who has knowledge about a topic of interest, obtained by work experience, education, or training (Garthwaite et al. 2005). Expert knowledge has been useful to inform predictive models in conservation (Loiselle and Howell 2003; López-Arévalo et al. 2011; Johnson et al. 2012; Fourcade et al. 2013) and biogeography (Kuhnert 2011). In spite of the promising advantages of including expert knowledge in niche modeling, its inclusion in the modeling process is a poorly explored strategy.

Experts in the biology and ecology of taxa can participate in the niche modeling process in different ways: for example, evaluating information such as occurrence records or providing information regarding interactions with other species that shape the target species' distribution and by reviewing the results. Nevertheless, this approach has been limited because expert information may contain personal biases and preferences that reduce its objectivity and reliability (Kuhnert 2011), or because its implementation has been hindered by the lack of experts in the taxa of interest or by the scarce human and financial resources to carry out an elicitation process through which the information is acquired (Kuhnert et al. 2010; Martin et al. 2012). Therefore, a key element to include expert knowledge in a modeling process is the existence of a group of specialists on a taxonomic group.

Primates are a well-known taxonomic group in Mexico, where three taxa can be found: the black howler monkey (*Alouatta pigra* Lawrence, 1933), the Mexican mantled howler monkey (*Alouatta palliata mexicana* Merriam, 1902) and the spider monkey (*Ateles geoffroyi* Kuhl, 1820). Although previous works have estimated the potential distribution of Mexican primates using ENMs (Vidal-García and Serio-Silva 2011), the limits of their distributions are still controversial, particularly for the two howler monkeys *Alouatta palliata mexicana* and *A. pigra* for which a contact zone has been documented in Mexico (Baumgarten and Williamson 2007), and their boundaries have not been accurately delimited yet. Mutual interference is believed to play a role in defining distributional boundaries, as these taxa are closely related (Cortés-Ortiz et al. 2003) and coexist in the same ecosystems and elevation ranges (Baumgarten and Williamson 2007; Cortés-Ortiz et al. 2015).

The study of primates in Mexico gained strength in the early 1980s and currently there are several research groups congregated in the Mexican Association of Primatology (AMP, from its Spanish acronym), many of which have a strong focus on conservation. The main goal of the AMP is to generate scientific knowledge on all aspects of the biology and ecology of Mexican primates, including their current distribution. Therefore, AMP members are a strong group of experts that can provide relevant information in the niche modeling process. In this work, we report the contribution of integrating expert knowledge from AMP members in three stages of the ecological niche modeling of the Mexican primates: (1) building occurrence records datasets by providing and cleaning occurrence records, (2) reviewing model outputs iteratively and providing feedback considering the species ecology, and (3) validating final model outputs. Under this framework (Fig. 1), we produced updated distribution maps of Mexican primates that represent the area where primates have been actually registered by the experts in the last decades. For comparison, we also built models following the common modeling practices when experts are not explicitly



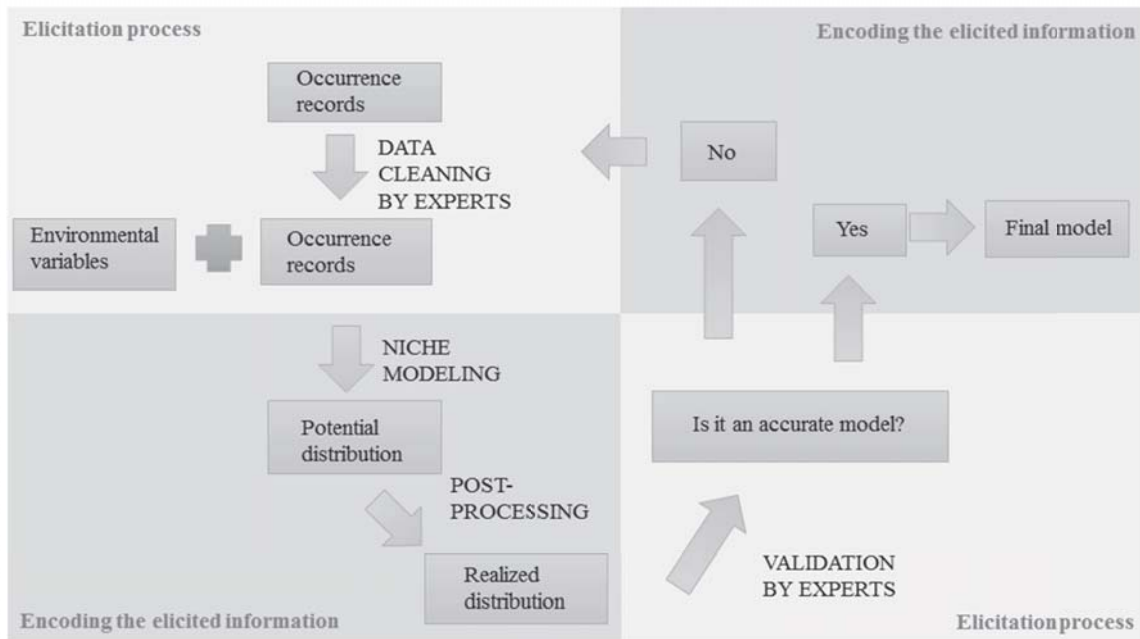


Fig. 1 Conceptual framework showing the process that we followed to integrate expert information into the modeling process. In the elicitation process, experts participated providing and cleaning occur-

rence records and validating models. In the encoding information step, information obtained from experts was integrated in the modeling process by modelers

included. Models with and without expert knowledge were evaluated using independent occurrence records with four validation metrics, namely sensitivity, specificity, true skill statistics (TSS), and kappa (Fielding and Bell 1997).

Methods

Biological data

Primates' occurrence records came from two data sources. The first one was a dataset of occurrence records provided by experts via the AMP, including occurrence records compiled in two primate conservation workshops held in Mexico (CAMP-PACE: Rodríguez-Luna et al. 2009; SEMARNAT and CONANP 2012), and which mainly consisted of field records collected by experts from research projects. The second one was a public dataset with occurrence records gathered from the National Biodiversity Information System (SNIB), which mainly included historical occurrence records from museum collections and observations from projects supported by the National Commission for Knowledge and Use of Biodiversity (CONABIO). These records passed through a quality-control process and are available to the public through CONABIO's geoinformation portal and the Global Biodiversity Information Facility (GBIF) portal.

Using these two data sources, we built two datasets: (1) an 'expert' dataset which included the records provided by experts and expert reviewed SNIB records, and (2) a 'non-expert' dataset, which included only the SNIB records. Both expert and non-expert datasets were reviewed to remove duplicates and possible erroneous records due to disparities between locality descriptions and geographic coordinates. The expert dataset was reviewed by members of the working group on conservation of Mexican primates of the AMP and the non-expert dataset was reviewed without the aid of experts. This step was important, as occurrence records came from different survey designs and efforts, resulting in different errors and levels of uncertainty.

To obtain a broad picture of the differences between expert and non-expert datasets, we carried out visual comparisons of the occurrence records of the three taxa displayed in a map and also in a two-dimensional environmental plot of annual mean temperature vs. annual precipitation, as well as in a one-dimensional graph of mean temperature.

Niche modeling procedure

We implemented the same procedure in all models in order to produce comparable outputs, as follows. We built ENMs using the maximum entropy algorithm (Maxent; Phillips et al. 2006) under default parameters (Appendix 2) and the



same environmental data in all cases. We used digital layers of 19 bioclimatic variables describing annual, seasonal, and extreme climatic patterns (Hijmans et al. 2005, Appendix 1) at a spatial resolution of ≈ 1 km obtained through interpolation of meteorological data from Mexico (Télez et al. 2010). In addition, we used three digital topographic layers: slope, elevation, and topographic index (USGS 2011). Occurrence records were split in a random 90:10 proportion for training:testing. Maxent probabilistic maps were reclassified into binary maps using the logistic threshold that included all training presences (minimum training presence).

Output maps obtained with this procedure are considered potential distribution maps as they represent the geographic distribution of suitable conditions for species, which frequently extend beyond their historic or current distribution (Peterson et al. 2011). Therefore, to bring a potential distribution map to a realized distribution map, it is necessary to perform a post-process to eliminate historically unoccupied areas. To do so, it is a common practice to use elements of the landscape (e.g., basins) or regionalization maps (e.g., biogeographic provinces, ecoregions) that may represent barriers to dispersal (Martínez-Meyer 2005; Martínez-Meyer et al. 2006; Ballesteros-Barrera et al. 2007; Papeş and Gaubert 2007). Post-processing details for expert and non-expert approaches are described below.

Expert knowledge approach

We designed a transparent and repeatable elicitation process to acquire the information from the experts (Fig. 1) in order to minimize biased or personal preferences, as the usefulness of expert knowledge depends on the accuracy of data and scientific rigor with which the information is acquired (Kuhnert et al. 2010; Martin et al. 2012). We followed three steps during the elicitation process (Martin et al. 2012): (1) designing the elicitation process to decide which information would be used and how to perform the elicitation; (2) performing the elicitation process; and (3) translating or encoding the elicited information (Fig. 1).

Elicitation design

The AMP worked together with the National Commission of Natural Protected Areas (CONANP) in the development of the Species Action Plan for primates and invited CONABIO to collaborate in order to improve the knowledge of the distributions of Mexican primates and to guide a process to prioritize areas for their conservation (Tobón et al. 2012). Participating institutions recruited primatologists to participate in the elicitation process. The implemented elicitation was face-to-face in a workshop, and remotely by email surveys.

A total of 46 experts from 17 institutions (non-governmental organizations, government, and academic

institutions) responded to the call (Appendix 3). Experts were split into two groups based on their experience and commitment: a core group and a consulting group. The former was composed by members of the working group on conservation of Mexican primates of the AMP and participated during the entire modeling process. The second group was formed by primatologists that agreed to participate in a workshop and a survey sent via email (Appendix 3). The iterative process for incorporating expert knowledge in the ecological niche modeling consisted of reviews of occurrence records, suggestions for the construction of niche models, and evaluation of model outputs to provide feedback.

Ecological niche models incorporating expert knowledge

We produced two generations of ENMs using the standard modeling procedure. The first generation was a prospective model using the expert dataset and the second generation was built after the experts reviewed the first generation models (FGM) and made suggestions.

FGM for each species consisted of niche models produced with the expert occurrence dataset and resulting maps were clipped with the level IV ecoregions map for Mexico (INEGI-CONABIO-INE 2008a, b) to remove environmentally suitable areas in ecoregions where taxa have not been recorded.

FGM were presented and discussed with the experts at a workshop in 2011. During the workshop, models were presented in a plenary session previous to a discussion about the accuracy of occurrence data and generalities of ENMs. Then, experts were divided into three working groups based on their regional experience: Yucatan Peninsula, Veracruz-Tabasco, and Oaxaca-Chiapas. Each working group reviewed the FGM for each region and the elicitation was carried out in two steps: (1) an elicitation with a categorical scale where each group described a region as: “Generally suitable”, “Yes, most of the areas”, “Yes, some areas”, “No, most of the areas”, or “Unsuitable”, and (2) the identification, made by experts, of areas that they considered to be over- or under-predictions using a grid of 2.5-km spatial resolution over each distribution map. The aim was to produce an uncertainty grid for each species’ distribution model.

All the information was encoded after the workshop. Good and poor models were identified based on the categorical answers, where only those models rated as “Generally suitable” and “Yes, most of the areas” were classified as good. Models rated as “Generally suitable” by the majority of experts were considered as the final models. For models identified as not accurate, i.e., rated as “Yes, some areas”, “No, most of the areas”, or “Unsuitable,” the core group reviewed the occurrence again and produced refined datasets.



Using this new expert occurrence dataset and the standard modeling procedure, we built a SGM. These models were post-processed to reduce overprediction using the uncertainty grid produced with the aid of the experts instead of the ecoregions maps used for clipping the FGMs. Finally, maps representing the realized distributions were sent by electronic survey to both the core and consulting groups with the question: “How accurate do you think these species’ distribution maps are?” Based on the answers, the percentage of expert agreement with each ENMs was calculated.

Ecological niche modeling without expert knowledge

Models without expert knowledge were also built for each species for comparison. For these, data cleaning and post-processing were made without the advice of experts, which is a common practice when experts are not explicitly included. ENMs were built using only the non-expert dataset under the standard modeling procedure. To reduce overprediction, environmentally suitable areas in ecoregions where taxa have not been recorded were removed using the level IV ecoregions map for Mexico (INEGI-CONABIO-INE 2008), under the assumption that occurrence sampling is reliable at the ecoregions level.

Model validation

Binary models (i.e., thresholded with the minimum training presence criterion) with and without expert knowledge and before and after post-processing were validated using four threshold-dependent metrics: sensitivity, specificity, true skill statistics (TSS) and kappa (Fielding and Bell 1997). These metrics provide measures of accuracy for presence-absence predictions. Sensitivity represents the proportion of correctly predicted presences, whereas specificity represents the proportion of correctly predicted absences (Fielding and Bell 1997). Kappa and TSS are calculated taking into account the interaction between sensitivity and specificity with the difference that TSS is not affected by prevalence (i.e., the size of the occupied area by the species; Allouche et al. 2006). For this reason, TSS has been proposed as a

good alternative when presence-absence maps are evaluated (Marcot 2012).

Validations were performed in all cases using presences and pseudo-absences independent from model calibration (Table 1). Presences used for validation were occurrence data obtained after the elicitation and modeling process (between 2011 and 2017), and they came from three sources: the Regional System for Primates’ Monitoring in Mexico (SRMP, Spanish acronym), *Naturalista* (Mexican version of iNaturalist, www.naturalista.mx) and SNIB. SRMP was implemented by two institutions, *Conservación de la Biodiversidad del Usumacinta A.C.* and CONANP, between 2013 and 2016 in nine protected areas and five priority regions for primate conservation (Tobón et al., 2012) in southeastern Mexico (Pozo-Montuy et al. 2013; 2015). SRMP was carried out by 34 monitoring groups and 215 people under standardized methods (line transect, complete census, and explorations) recording the geographical location of each observation (www.cobius.org). *Naturalista* is a citizen science project that collects occurrence records in an online database. Because observation skills and knowledge of participants could be lower than those of professional scientists (Kremen et al. 2011), we only used records that had been validated by a curator or where the *Naturalista* community agreed with the identification of the record. *Naturalista* occurrences were recorded between 2011 and 2017. Finally, records obtained from the SNIB were all presences recorded after 2011.

In addition to presence data, validation metrics also require absence data. When true absence data are lacking, pseudo-absences have been used instead, which are locations at which the species has not been recorded, such that neither presence nor absence is confirmed (Zaniewski et al. 2002; Soberón and Peterson 2005). We used ArcMap 10.2 to generate a set of random pseudo-absences in a 5:1 proportion (absence:presence) from non-presence pixels across the study region for use in model validation. Random selection of pseudo-absences has shown better results over other sampling schemes (Barbet-Massin et al. 2012).

In addition to our presence and pseudo-absence datasets, we had available 362 true absences directly recorded in the field by SRMP teams (181 for *Ateles geoffroyi*, 71 for *Alouatta pigra*, 110 for *A. palliata*). However, we

Table 1 Number of presences, absences, and pseudoabsences used for calibrating and validating models

Taxa	Calibration		Validation		
	Presences without expert knowledge	Presences with expert knowledge	Presences	Pseudo-absences	Absences
<i>Ateles geoffroyi</i>	73	119	287	1254	181
<i>Alouatta palliata mexicana</i>	56	41	86	320	110
<i>Alouatta pigra</i>	110	58	625	3054	71

decided not to use them to calculate model validation metrics because monitoring was carried out in focal areas and not systematically across regions, and also because the number of absences was relatively small compared to presences; consequently, they contain bias that would not reflect model performance adequately. Nevertheless, these data are important, so we reported the proportion of correctly predicted absences as an additional measure of model accuracy. Absences were considered places where the presence of taxa had not been recorded over a period of 2–4 years (between 2013 and 2016).

Results

Comparison between expert and non-expert occurrence datasets

Both expert and non-expert occurrence datasets covered the distribution area of the taxa in full. Nevertheless, non-expert datasets showed several records isolated from areas with higher density of occurrences that correspond to somewhat different environments, as observed in the temperature-precipitation biplot (Fig. 2). The temperature boxplot revealed that although the mean value is very similar for all three

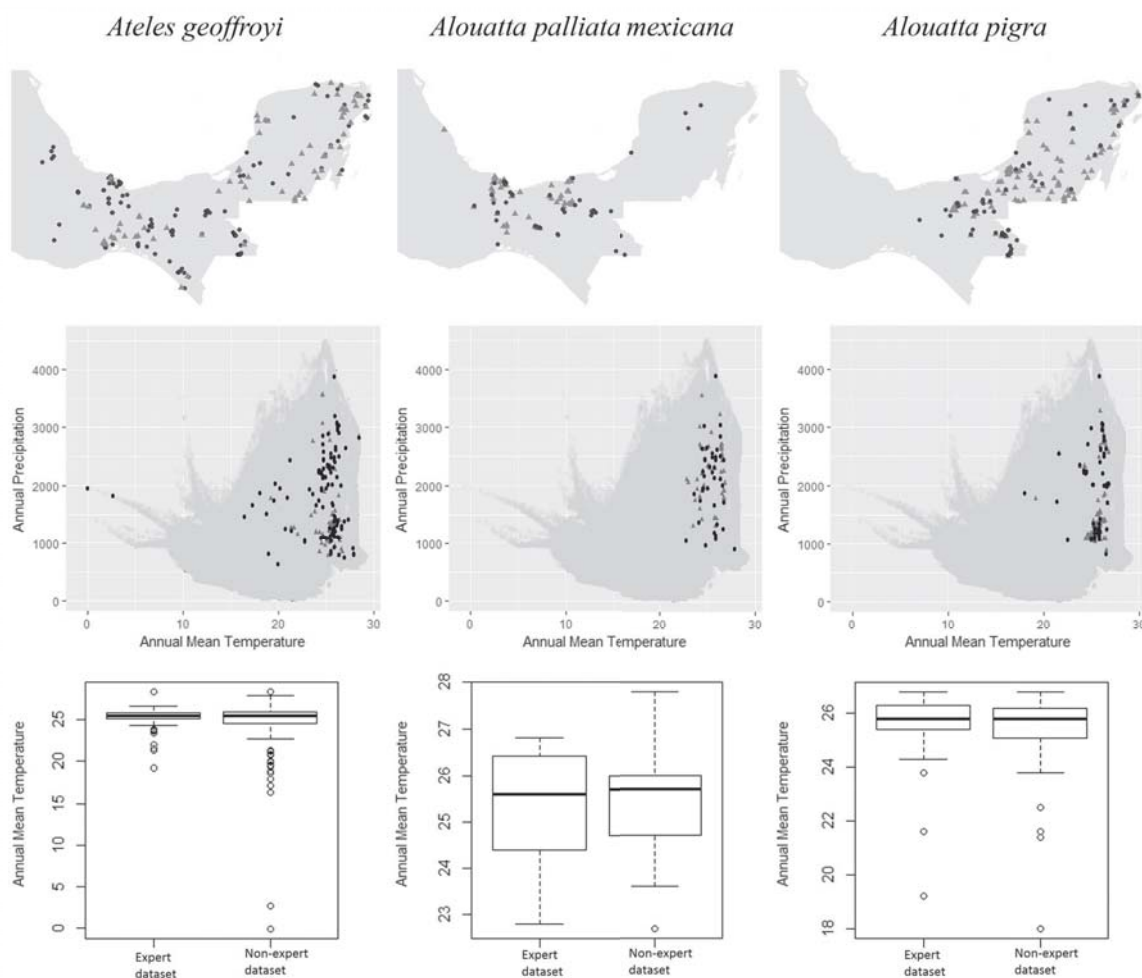


Fig. 2 Environmental, geographic, and statistical dispersion of training occurrence records. The upper panel shows the geographic dispersion of occurrence records. In the center, the distribution of training occurrence records in two environmental dimensions: annual mean temperature and annual precipitation. Boxplots at the

bottom show the statistical dispersion of occurrence records over annual mean temperature. Gray dots are the environmental conditions in Mexico (background), black triangles are occurrence records reviewed by experts and black dots are occurrence records not reviewed by experts



taxa, occurrences belonging to non-expert datasets contained a slightly higher proportion of outliers (all data point that is located outside whiskers) (Fig. 2). For *Ateles geoffroyi*, 13% of non-expert occurrence records were outliers, whereas it was 12% for the expert dataset. For *Alouatta palliata mexicana*, the proportion of outliers in the non-expert vs. the expert dataset was 2.4 and 0%, respectively; and for *Alouatta pigra* it was 6.9 vs. 2.7%, respectively (Fig. 2).

Ecological niche modeling with expert knowledge

The first generation model (FGM) produced for *Ateles geoffroyi* (Fig. 3a) was evaluated as “Generally suitable” for two of the three regions (Oaxaca–Chiapas and Yucatan Peninsula) and “Yes, most of the areas” for Tabasco–Veracruz (Table 2) because experts identified some areas as under-predicted (Fig. 3a). Nevertheless, experts agreed that the map was generally suitable. Therefore, it was considered the final model and did not require a second generation (SGM).

For *Alouatta palliata mexicana*, there was no consensus between the three regions evaluated. For Tabasco–Veracruz and Oaxaca–Chiapas, experts rated it as “Yes, most of the areas” and “Inadequate” for the Yucatan Peninsula (Table 2). In the latter, experts identified some areas as over-predictions. Finally, experts rated as “Yes, most of the areas” for all three regions of the *A. pigra* model (Table 2), although they indicated some areas of overprediction mainly in the Tabasco–Veracruz region. Hence, a second generation of models for *Alouatta palliata mexicana* and *A. pigra* was produced.

After the first experts’ assessment, we found a geographical pattern: most disagreements were in areas where the distributions of *A. palliata mexicana* and *A. pigra* overlapped. These results were confirmed in the plenary session of the workshop, where experts commented that models of *A. palliata mexicana* and *A. pigra* overlapped beyond their field observations. Therefore, the core group reviewed the CAMP-PACE and SNIB database again after the workshop for *A. palliata mexicana* and *A. pigra* and all records for the two species dated before 1970 were removed from the databases because before this year there was a taxonomic confusion between the two howler monkey species that may have introduced some errors in the database. The uncertainty grid built with the opinion of experts was used to guide the selection of an element of the landscape that could delimit the contact zone between the two howler monkey species. Hydrological basins represent natural features of the landscape (Cotler-Ávalos et al. 2010) and the limits of hydrological sub-basins matched with the distributional limits of taxa identified by the experts. Therefore, a digital layer of the hydrological sub-basins map (CONAGUA 2007) was used along with the uncertainty grid to remove areas of over-prediction in a

post-processing step. In this case, we defined over-prediction as environmentally suitable areas within hydrological sub-basins with both uncertainty and with no occurrence records. The resulting maps (Fig. 3a–c) were evaluated by experts and the majority (80%) considered the results “Generally suitable”. Estimated potential and realized distribution areas for each taxa are shown in Table 3.

Ecological niche modeling without expert knowledge

Potential and realized distribution models built without expert knowledge produced areas substantially larger for the three taxa compared to models built considering expert knowledge (Table 3). Without expert knowledge, the realized distribution of *Ateles geoffroyi* extended from the Yucatan Peninsula to central areas of Mexico (Fig. 4a). The realized distribution of *Alouatta pigra* included the Yucatan Peninsula and reached the central area of Veracruz (Fig. 4b), and the realized distribution of *Alouatta palliata mexicana* spanned from central Veracruz to the northern Yucatan Peninsula (Fig. 4c). It is remarkable that the contact zone projected between *A. palliata mexicana* (Fig. 4c) and *A. pigra* (Fig. 4b) without expert knowledge encompassed the whole distribution area of *A. palliata mexicana* (Fig. 4c).

Model validation

Final potential and realized distribution models (i.e., maps before and after post-processing, respectively) of all taxa were generally reliable (>0.75) according to most accuracy measures, except for kappa that presented lower values (<0.7) for *Ateles geoffroyi* and *Alouatta pigra* (Tables 4 and 5). In all cases, kappa and TSS values were higher for models that were post-processed than those that were not, because specificity (i.e., pseudo-absences correctly predicted) was higher in the former but sensitivity (i.e., presences correctly predicted) was higher in the latter (Tables 4 and 5). In other words, post-processing left some presences out (slightly increased omission error) but reduced over-prediction notably.

Finally, in all cases, the proportion of true absences correctly predicted was higher when expert knowledge was integrated into the modeling process (Table 6), except for *Alouatta palliata mexicana*, for which models with and without expert advice correctly predicted the totality of absences. However, for *Alouatta pigra* none of the approaches predicted more than 61% of the true absences, and for *Ateles geoffroyi* the proportion of absences correctly predicted was very low (0.5–6.63%; Table 6).

Fig. 3 Realized distribution maps based on expert knowledge (gray area) and uncertainty area (dashed area) of: **a** *Ateles geoffroyi*, **b** *Alouatta palliata mexicana*, **c** *Alouatta pigra*

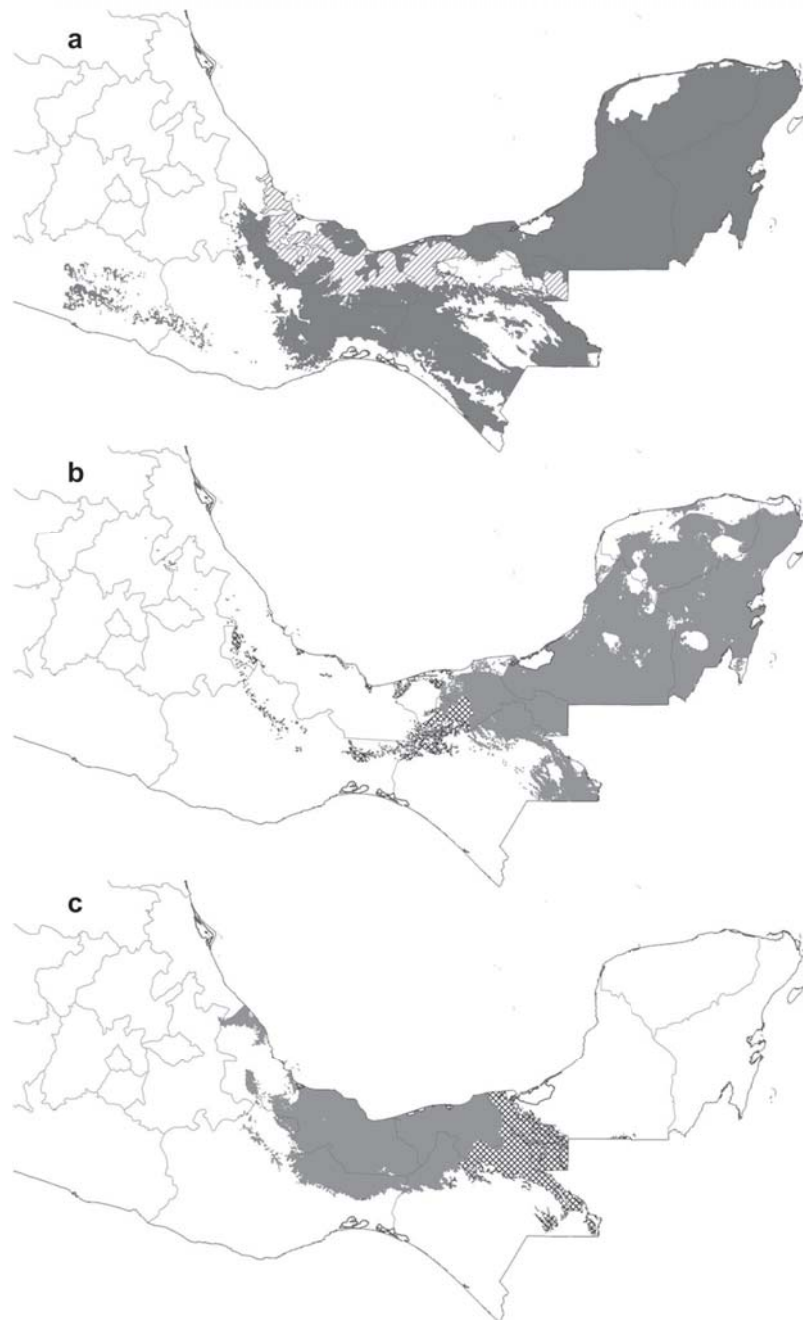


Table 2 Expert assessment of the first generation of ecological niche models (FGM)

Region	Species evaluated		
	<i>Ateles geoffroyi</i>	<i>Alouatta palliata mexicana</i>	<i>Alouatta pigra</i>
Yucatan Peninsula	Generally suitable	Inadequate	Yes, most of the areas
Tabasco–Veracruz	Yes, most of the areas	Yes, most of the areas	Yes, some areas
Oaxaca–Chiapas	Generally suitable	Yes, some areas	Yes, most of the areas



Table 3 Distribution area predicted (in km²) for the three Mexican primates

	<i>Ateles geoffroyi</i>		<i>Alouatta palliata mexicana</i>		<i>Alouatta pigra</i>	
	Potential distribution	Realized distribution	Potential distribution	Realized distribution	Potential distribution	Realized distribution
Without expert knowledge	440,513	329,982	211,046	127,096	306,499	226,044
With expert knowledge	328,568	221,753	85,191	63,257	139,119	131,219

Discussion

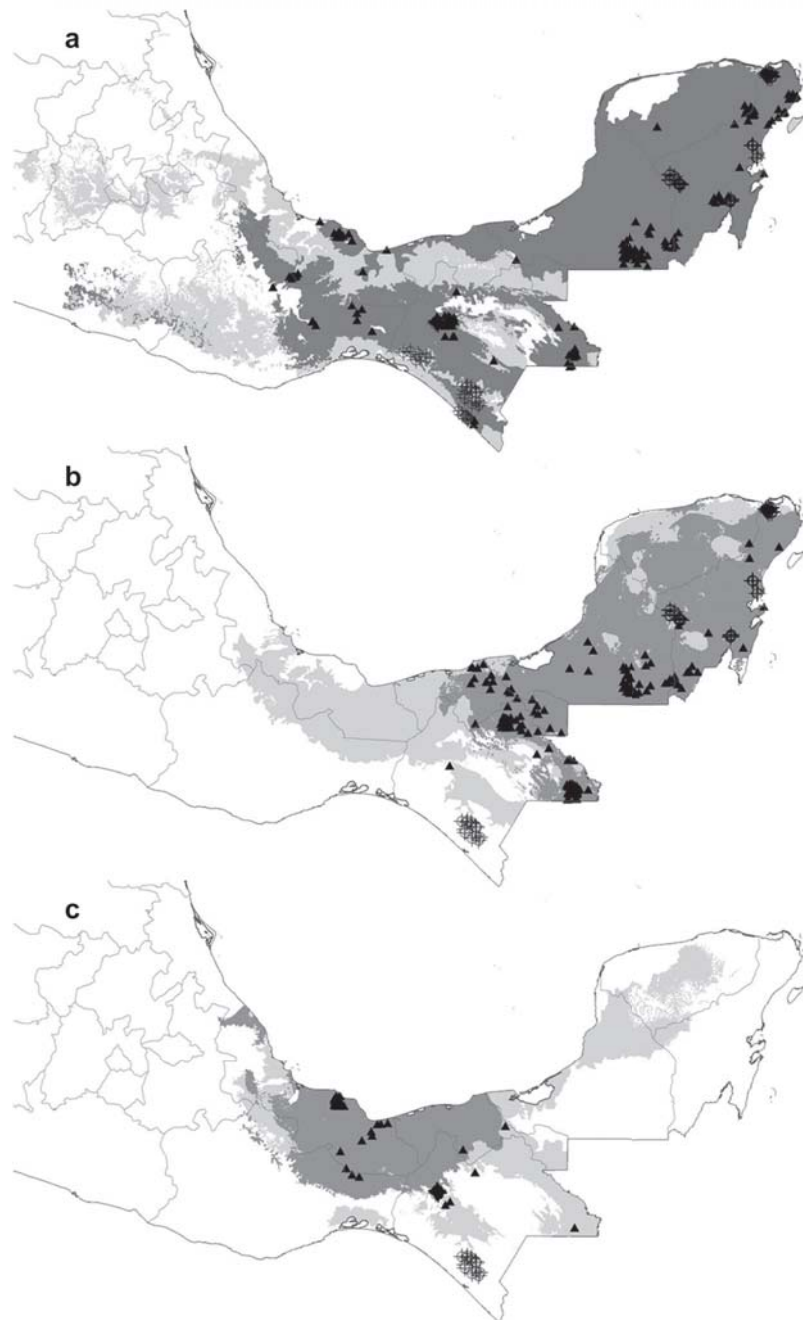
In this study, we evaluated the effect of the explicit inclusion of expert knowledge in three stages of the ecological niche modeling process for the three Mexican primates (*Ateles geoffroyi*, *Alouatta palliata mexicana*, and *A. pigra*): data cleaning, the approximation of realized distributions from potential distributions (post-processing), and model validation. Our analyses indicate that the inclusion of experts had an overall positive impact on the final models because although sensitivity slightly decreased due to increased omission error, overprediction (commission error) was largely reduced thus improving overall model performance. Particularly, intervention of experts in data cleaning reduced the number of outliers (Fig. 2), which leads to improved potential distribution maps. Intervention of experts in post-processing also improved realized distribution maps of the three primate taxa by reducing potentially suitable areas that resulted in overprediction. In all cases, models built without expert knowledge produced much larger distribution areas (in some cases more than twice larger) than those generated with expert knowledge; thus the proportion of true absences correctly predicted was higher in the maps produced with expert knowledge.

In the case of the three Mexican primates, distribution maps were necessary to prioritize conservation areas as part of the Species Action Plan for primates (Tobón et al. 2012), so it was crucial to identify areas where species were most likely to be present. The realized distribution maps built with expert advice were more restricted and accurate than those without expert advice, for that reason the former were used in the prioritization process. In this case, involvement of experts not only helped in improving the accuracy of models but also enhanced the trust and reliability in the process as models were approved by 80% of the experts, and this was a key step to developing policy recommendations. We are aware that the areas trimmed from the potential distribution maps may represent genuine environmentally suitable areas for the taxa, but where they are not present due to other factors, such as habitat loss, hunting, or biotic interactions. Hence, they are shown as uncertainty areas that could be used in the future to lead new surveys or recovery actions.

Besides the improvements on potential and realized distribution maps, the interaction between modelers and primatologists was useful to propose a contact zone between *Alouatta palliata mexicana* and *A. pigra*. It is well known that *A. palliata mexicana* and *A. pigra* overlap at the limits of their distributions in Chiapas and Tabasco (Cortés-Ortiz et al. 2003; Baumgarten and Williamson 2007; Cortés-Ortiz et al. 2015), and hybridization between the two species has been documented (Cortés-Ortiz et al. 2015); nevertheless, the limits of this area remain controversial due to the lack of an apparent physical barrier constraining the distribution of the two primates (Baumgarten and Williamson 2007; Cortés-Ortiz et al. 2015). This suggests that the interaction and possible interference between the two taxa may have played a role in shaping their ranges in Mexico. According to a biogeographic model of the expansion of primates in Mesoamerica (Ford 2006), *A. pigra* reached this region about 3.5–3.0 mya, and may have spread farther north before the arrival of *A. palliata* in a second wave of expansion, around 2.0 mya. This biogeographic model suggests that *A. palliata* migrated northwards and displaced *A. pigra*, confining it to its current distribution in the Yucatan Peninsula (Ford 2006). Molecular studies indicate that *A. palliata mexicana* and *A. pigra* are closely related taxa (Cortés-Ortiz et al. 2003), thus, phylogenetic niche conservatism—i.e., the magnitude of retention of traits of the fundamental ecological niche of species in a lineage (Peterson et al. 1999)—must be strong, and competition is expected to be also strong (Peterson 2011). Ecological niches of the two taxa are expected to be similar, therefore when modeling the ecological niche of *A. palliata mexicana* a fraction of the geographic distribution of *A. pigra* is captured and vice versa, making it difficult to delimit the range of the two species and their sympatric area. The involvement of primate experts in the modeling process enabled to propose an area of contact (Fig. 5). This area coincides with previous records of mixed groups composed of individuals of both species (Smith 1970; Horwich and Johnson 1986; Cortés-Ortiz et al. 2015) and areas of hybridization, in Tabasco, Mexico (Cortés-Ortiz et al. 2015).

Although expert knowledge has been recognized as an important source of information to delimit the geographic distribution of species, its use in ecological niche modeling has been limited because the judgment of experts is

Fig. 4 Realized distribution maps with and without incorporating expert knowledge of: **a** *Ateles geoffroyi*, **b** *Alouatta palliata mexicana*, **c** *Alouatta pigra*. Light gray realized distribution without expert knowledge. Dark gray realized distribution with expert knowledge. *Triangles* presences for validation. *Crosses circles* absences



susceptible to personal biases, preferences, beliefs, and experiences that reduce its reliability (Kuhnert 2011; McBride and Burgman 2012). To avoid these shortcomings, we designed a transparent and repeatable process. The inclusion of experts coming from different types of institutions offers more diversity of knowledge backgrounds and

frameworks. The formation of two expert groups (core and consultant) provided a double independent verification of information. This double verification reduced the possibility of bias due to motivational reasons or the particular context of experts (McBride and Burgman 2012). In addition, experts focused their participation in reviewing the results



Table 4 Results of validation metrics for potential distribution models with and without expert knowledge

	<i>Ateles geoffroyi</i>		<i>Alouatta palliata mexicana</i>		<i>Alouatta pigra</i>	
	Without expert knowledge	With expert knowledge	Without expert knowledge	With expert knowledge	Without expert knowledge	With expert knowledge
Sensitivity	0.983	0.9444	0.965	0.871	0.995	0.942
Specificity	0.789	0.844	0.886	0.97	0.857	0.931
True skills statistics	0.772	0.788	0.852	0.840	0.852	0.873
Kappa	0.547	0.612	0.703	0.832	0.663	0.784

Table 5 Results of validation metrics for realized distribution models with and without expert knowledge

	<i>Ateles geoffroyi</i>		<i>Alouatta palliata mexicana</i>		<i>Alouatta pigra</i>	
	Without expert knowledge	With expert knowledge	Without expert knowledge	With expert knowledge	Without expert knowledge	With expert knowledge
Sensitivity	0.958	0.937	1	0.847	0.947	0.942
Specificity	0.861	0.902	0.946	0.981	0.891	0.933
True skills statistics	0.82	0.839	0.946	0.828	0.838	0.875
Kappa	0.622	0.702	0.854	0.848	0.700	0.788

Table 6 Percentage of true absences used for validation correctly predicted by potential and realized distribution models

	<i>Ateles geoffroyi</i>		<i>Alouatta palliata mexicana</i>		<i>Alouatta pigra</i>	
	Without expert knowledge	With expert knowledge	Without expert knowledge	With expert knowledge	Without expert knowledge	With expert knowledge
Potential distribution	0.55	3.31	100	100	16.90	59.16
Realized distribution	0.55	6.63	100	100	25.35	60.56

of the geographical regions from which they had experience, increasing the reliability of their judgments (Johnson et al. 2012). Here, we implemented an iterative process to include experts in three stages of the modeling process (Fig. 1); nevertheless, participation of experts could be different depending on the goals of the study. While for any study the inclusion of experts for building and cleaning occurrence datasets is crucial, in analyses aimed at identifying potential distribution areas (e.g., invasive species), the inclusion of experts may help guiding the selection of the environmental variables used in the modeling process, rather than delimiting realized distributions.

In our study, we used variables to model species' distributions that represent annual trends, seasonality, and extreme values of climatic factors that influence the distribution of species at broad scales. Some studies have integrated other factors that influence the distribution of species at finer scales or at the landscape level, for example land cover (Ramos-Fernandez et al. 2013) and human pressure

(Junker et al. 2012). However, in order to include this type of dynamic information in the modeling process, it is necessary that the environmental data coincide with collection dates to avoid misleading relationships between the species' presence and environmental conditions. In our case, it was not possible to incorporate this information in the modeling process because we did not have collection dates for many of the occurrence records used; and for those that we did have, dates spanned for several decades and land cover has been so dynamic and uneven in the southern regions of Mexico (Turner II et al. 2001) that it was not possible to associate our primate records to a distinct vegetation stage.

We conclude that the explicit incorporation of expert knowledge may play an important role in niche/distribution modeling, particularly when the aim is to produce maps that approach the realized distribution of species. Access to high-quality public occurrence records of species is also crucial for building reliable ENMs. As illustrated by our study, experts can contribute in all stages of the modeling process:

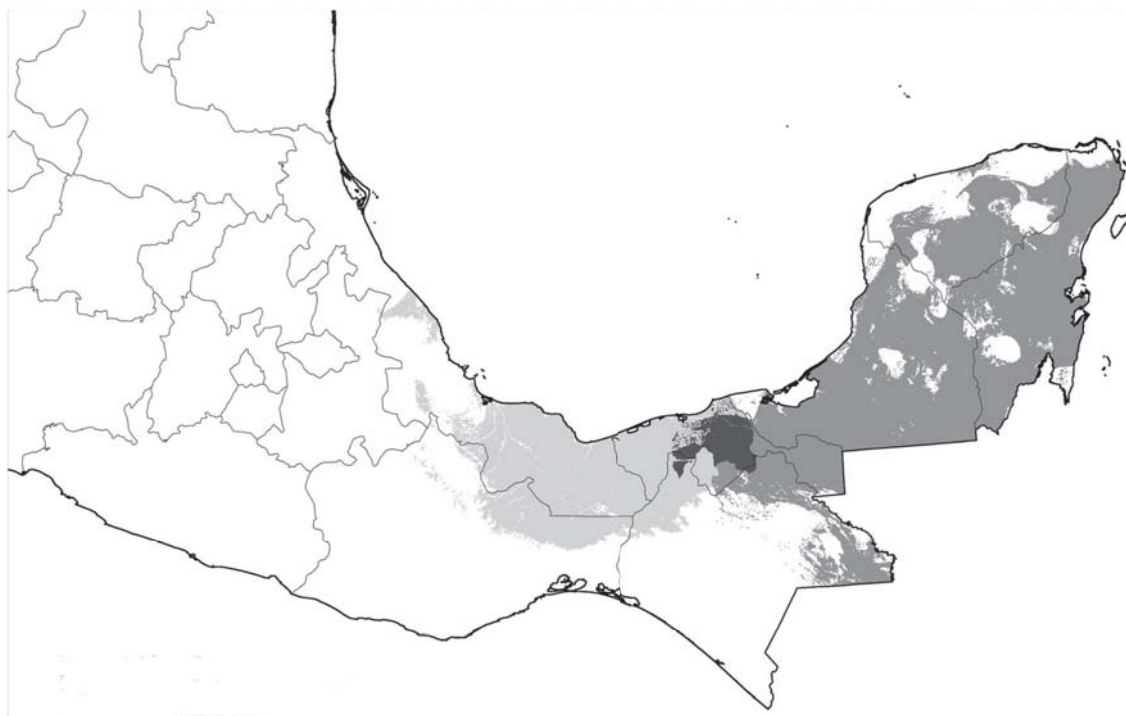


Fig. 5 Contact zone (black area) for *Alouatta palliata mexicana* (dark gray) and *Alouatta pigra* (light gray) estimated with expert knowledge

reviewing data to providing reliable taxonomic identification and precise georeferencing; advising on critical environmental variables; providing ecological and historical information that is not explicitly included in ordinary modeling exercises; post-processing and validation of models. Finally, we recommend that expert knowledge is included in niche/distribution modeling in a systematic and rigorous fashion to reduce individual biases and perceptions.

Acknowledgements We are grateful to the 46 primatologists who participated in the elicitation process and shared their knowledge with us (Appendix 1). The elicitation workshop was funded by the Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad and the Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, México. Sergio Díaz-Martínez provided support for the edition of images and helpful comments on earlier versions of this paper. GRF thanks the Instituto Politécnico Nacional and CONACYT (grant 157656). GPM thanks the colleagues of COBIUS A.C., the regional citizens who participated in the monitoring sessions and the directors of the natural protected areas: Selva El Ocote, Sepultura, Encrucijada, Sian Kaan, Yum Balam, Balam Kaax, UayMil, Cañón de Sumidero, Laguna de Términos, and Pantanos de Centla, from CONANP, for their sponsorship by the PROMOBI y PROCER 2013-2016 programs. ECP thanks the Posgrado en Ciencias Biológicas (PCB) at the Universidad Nacional Autónoma de México for logistic and academic support. This paper is part of the requirements for the PhD in Sciences at the PCB-UNAM. ECP was supported by a graduate scholarship from the Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, Mexico.

Appendix 1. List of 19 bioclimatic variables used into the modeling

-
- BIO1 = annual mean temperature
 - BIO2 = mean diurnal range (mean of monthly (max temp–min temp))
 - BIO3 = isothermality (BIO2/BIO7) (*100)
 - BIO4 = temperature seasonality (standard deviation *100)
 - BIO5 = max temperature of warmest month
 - BIO6 = min temperature of coldest month
 - BIO7 = temperature annual range (BIO5–BIO6)
 - BIO8 = mean temperature of wettest quarter
 - BIO9 = mean temperature of driest quarter
 - BIO10 = mean temperature of warmest quarter
 - BIO11 = mean temperature of coldest quarter
 - BIO12 = annual precipitation
 - BIO13 = precipitation of wettest month
 - BIO14 = precipitation of driest month
 - BIO15 = precipitation seasonality (coefficient of variation)
 - BIO16 = precipitation of wettest quarter
 - BIO17 = precipitation of driest quarter
 - BIO18 = precipitation of warmest quarter
 - BIO19 = precipitation of coldest quarter
-



Appendix 2. Maxent default parameters

Max number of background points	10,000
Maximum iterations	500
Convergence threshold	0.00001
Convergence threshold	0.00001
Default prevalence	0.5

Appendix 3. List of experts who participated in the elicitation process

Name	Institution	Group of participation	Assistance to workshop	Participation in the electronic survey
Gabriel Ramos Fernández	President of the Mexican Association of Primatology	Core group	X	X
Pedro Américo Duarte Dias	Instituto de Neuroetología, Universidad Veracruzana	Core group	X	X
Mónica Améndola Pimenta	Mexican Association of Primatology	Core group	X	X
Ariadna Rangel Negrín	Barcelona University	Core group	X	X
Víctor Arroyo Rodríguez	Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, Universidad Nacional Autónoma de México	Core group	X	
Celene Espadas Manrique	Centro de Investigación Científica de Yucatán, A.C.	Consulting group		X
Francisca Vidal	Instituto de Ecología A.C.	Consulting group		X
Juan Carlos Serio Silva	Instituto de Ecología A.C.	Consulting group		X

Name	Institution	Group of participation	Assistance to workshop	Participation in the electronic survey
Jurgi Cristóbal	Centro de Investigaciones Tropicales, Universidad Veracruzana	Consulting group		X
Teresita de Jesús Ortiz Martínez	Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional, Unidad Oaxaca.	Consulting group	X	X
Magali Bonilla	Instituto de Neuroetología, Universidad Veracruzana	Consulting group	X	X
Miguel Ángel Gómez Gómez	Reserva de la Biosfera "Pantanos de Centla." Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas	Consulting group	X	
Patricia Oropeza Hernández	Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas	Consulting group	X	
Griselda Pérez Sarabia	Procuraduría Federal de Protección al Ambiente	Consulting group	X	
Carlos Mario Burelos Jiménez	Chief of the Wildlife Department, Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales.	Consulting group	X	
Gilberto Pozo Montuy	Instituto de Neuroetología, Universidad Veracruzana	Consulting group	X	X
Fernando Winzig León	Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales.	Consulting group	X	

Name	Institution	Group of participation	Assistance to workshop	Participation in the electronic survey	Name	Institution	Group of participation	Assistance to workshop	Participation in the electronic survey
Rosalía Pastor Nieto	Dirección General de Zoológicos de la Ciudad de México.	Consulting group	X		Fernando Miranda Martínez	Conservación Sin Fronteras	Consulting group	X	
Víctor Manuel O. Torres	Wildlife Department, Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales.	Consulting group	X		Cristina Domingo Balcells	Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México	Consulting group	X	
Jose O. Molina	Centro de Estudios de Políticas Públicas y Desarrollo Sustentable, A.C.	Consulting group	X		Arturo Ramírez Ortiz	Conservación Sin Fronteras	Consulting group	X	
Rogelio Manríquez Martínez	Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas	Consulting group	X		Sandra Flores Hernández	Área de Protección de Flora y Fauna "Otoch Ma'ax Yetel Kooh"	Consulting group	X	
Irma de J. Serrano Sánchez	Parque Nacional Cañón del Sumidero, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas	Consulting group	X		Juan Manuel Cornelio Pérez	Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales.	Consulting group	X	
Luis Arturo Álvarez Márquez	Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas	Consulting group	X		Rosa Olivia Rodríguez Reyes	Reserva de la Biosfera "Pantanos de Centla," Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas	Consulting group	X	
Patricia G. Robles Zenteno	Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas	Consulting group	X		Katya Andrade Escobar	Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas	Consulting group	X	
Eduardo Rendón Hernández	Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas	Consulting group	X		Carlos A. Guichard Romero	Reserva de la Biosfera "El Triunfo," Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas	Consulting group	X	
Guillermo Islas Dondé	Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México	Consulting group	X		Francisco García Orduña	Instituto de Neuro-etología, Universidad Veracruzana	Consulting group	X	
Juan Carlos Sánchez Olmos	Conservación Sin Fronteras	Consulting group	X		Alfredo Cuarón Orozco	Multicriteria S.C.	Consulting group	X	



Name	Institution	Group of participation	Assistance to workshop	Participation in the electronic survey
Eduardo García Frapolli	Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, Universidad Nacional Autónoma de México	Consulting group	X	
Ernesto Rodríguez Luna	Universidad Veracruzana	Consulting group	X	
Armando Figueroa	Procuraduría Federal de Protección al Ambiente	Consulting group	X	
Francisco García Contreras	Procuraduría Federal de Protección al Ambiente	Consulting group	X	
Tamara Ortiz Ávila	Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, Universidad Nacional Autónoma de México	Consulting group	X	
Mateo Pérez Ortiz	Conservación Sin Fronteras	Consulting group	X	
Diana Platas Neri	Instituto de Investigaciones Antropológicas, Universidad Nacional Autónoma de México	Consulting group	X	
Jorge Luis Cruz Rueda de León	Unidad de Manejo de Fauna Silvestre "Nueva Era de la Chontalpa"	Consulting group	X	

Name	Institution	Group of participation	Assistance to workshop	Participation in the electronic survey
Bárbara Ayala Orozco	Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, Universidad Nacional Autónoma de México	Consulting group	X	

References

- Allouche O, Tsoar A, Kadmon R (2006) Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *J Appl Ecol* 43:1223–1232
- Anderson RP, Martínez-Meyer E (2004) Modeling species' geographic distributions for preliminary conservation assessments: an implementation with the spiny pocket mice (*Heteromys*) of Ecuador. *Biol Cons* 116:167–179
- Anderson RP, Lew D, Peterson AT (2003) Evaluating predictive models of species' distributions: criteria for selecting optimal models. *Ecol Modell* 162:211–232
- Ballesteros-Barrera C, Martínez-Meyer E, Gadsden H (2007) Effects of land-cover transformation and climate change on the distribution of two microendemic lizards, Genus *Uma*, of northern Mexico. *J Herpetol* 41:733–740
- Barbet-Massin M, Jiguet F, Helene AC, Thuiller W (2012) Selecting pseudo-absences for species distribution models: how, where and how many? *Methods Ecol Evol* 3:327–338
- Baumgarten A, Williamson GB (2007) The distributions of howling monkeys (*Alouatta pigra* and *A. palliata*) in southeastern Mexico and Central America. *Primates* 48:310–315
- Burgman MA, Fox JC (2003) Bias in species range estimates from minimum convex polygons: implications for conservation and options for improved planning. *Anim Conserv* 6:19–28
- Comisión Nacional del Agua (CONAGUA)-Subdirección General Técnica (2007) Subregiones hidrológicas, escala 1:250000. República Mexicana, Mexico City
- Cortés-Ortiz L, Bermingham E, Rico C, Rodríguez-Luna E, Sampaio I, Ruiz-García M (2003) Molecular systematics and biogeography of the neotropical monkey genus, *Alouatta*. *Mol Phylogenet Evol* 26:64–81
- Cortés-Ortiz L, Agostini I, Aguilar LM, Kelaita M, Silva FE, Bicca-Marques JC (2015) Hybridization in howler monkeys: current understanding and future directions. In: Kowalewski MM, Garber PA, Cortés-Ortiz L et al (eds) *Howler monkeys. Adaptive radiation, systematics, and morphology*. Springer, New York, pp 107–131
- Cotler-Ávalos H, Garrido A, Bunge V, Cuevas ML (2010) Las cuencas hidrográficas de México: priorización y toma de decisiones. In: Cotler-Ávalos H (coord.) *Las cuencas hidrográficas de México: diagnóstico y priorización*. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología, Fundación Gonzalo Río Arronte. Mexico City, pp 210–215
- Fielding AH, Bell JF (1997) A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environ Conserv* 24:38–49




- Ford SM (2006) The biogeographic history of Mesoamerican Primates. In: Estrada A, Garber PA, Pavelka MSM, Luecke L (eds) New perspectives in the study of Mesoamerican primates. Distribution, ecology, behavior, and conservation. Springer, New York, pp 81–114
- Fourcade Y, Engler JO, Besnard AG, Rödder D, Secondi J (2013) Confronting expert-based and modelled distributions for species with uncertain conservation status: a case study from the corncrake (*Crex crex*). *Biol Conserv* 167:161–171
- Garthwaite PH, Kadane JB, O'Hagan A (2005) Statistical methods for eliciting probability distributions. *J Am Stat Assoc* 100:680–700
- Guisan A, Thuiller W (2005) Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecol Lett* 8:993–1009
- Hijmans RJ, Cameron SE, Parra JL, Jones PG, Jarvis A (2005) Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *Int J Climatol* 25:1965–1978
- Horwich RH, Johnson ED (1986) Geographical distribution of the black howler (*Alouatta pigra*) in Central America. *Primates* 27:53–62
- Hutchinson GE (1957) Concluding remarks. *Cold Spring Harb Symp Quant Biol* 22:415–442
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI)-Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO)-Instituto Nacional de Ecología (INE) (2008) Ecorregiones Terrestres de México. Escala 1:1000000, Mexico City
- Johnson CJ, Hurley M, Rapoport E, Pullinger M (2012) Using expert knowledge effectively: lessons from species distribution models for wildlife conservation and management. In: Perera A, Drew C, Johnson C (eds) Expert knowledge and its application in landscape ecology. Springer, New York, pp 153–173
- Junker J, Blake S, Boesch C et al (2012) Recent decline in suitable environmental conditions for African great apes. *Divers Distrib* 18:1077–1091
- Kremen C, Ullmann KS, Thorp RW (2011) Evaluating the quality of citizen-scientist data on pollinator communities. *Conserv Biol* 25:607–617
- Kuhnert PM (2011) Four case studies in using expert opinion to inform priors. *Environmetrics* 22:662–674
- Kuhnert PM, Martin TG, Griffiths SP (2010) A guide to eliciting and using expert knowledge in Bayesian ecological models. *Ecol Lett* 13:900–914
- Lobo JM, Jiménez-Valverde A, Hortal J (2010) The uncertain nature of absences and their importance in species distribution modelling. *Ecography* 33:103–114
- Loiselle B, Howell C (2003) Avoiding pitfalls of using species distribution models in conservation planning. *Conserv Biol* 17:1591–1600
- Lomolino MV, Riddle BR, Whittaker RJ, Brown JH (2010) Biogeography. Sinauer Associates, Sunderland
- López-Arévalo HF, Gallina S, Landgrave R, Martínez-Meyer E, Muñoz-Villers LE (2011) Local knowledge and species distribution models' contribution towards mammalian conservation. *Biol Conserv* 144:1451–1463
- Marcot BG (2012) Metrics for evaluating performance and uncertainty of Bayesian network models. *Ecol Modell* 230:50–62
- Martin TG, Burgman MA, Fidler F, Kuhnert PM, Low-Choy S, McBride M, Mengersen K (2012) Eliciting expert knowledge in conservation science. *Conserv Biol* 26:29–38
- Martínez-Meyer E (2005) Climate change and biodiversity: some considerations in forecasting shifts in species' potential distributions. *Biodivers Inform* 2:42–55
- Martínez-Meyer E, Peterson AT, Servín JI, Kiff LF (2006) Ecological niche modelling and prioritizing areas for species reintroductions. *Oryx* 40(4):411–418
- McBride MF, Burgman MA (2012) What is expert knowledge, how is such knowledge gathered, and how do we use it to address questions in landscape ecology? In: Perera A, Drew C, Johnson C (eds) Expert knowledge and its application in landscape ecology. Springer, New York, pp 11–38
- Papeş M, Gaubert P (2007) Modelling ecological niches from low numbers of occurrences: assessment of the conservation status of poorly known viverrids (Mammalia, Carnivora) across two continents. *Divers Distrib* 13:890–902
- Peterson AT (2011) Ecological niche conservatism: a time-structured review of evidence. *J Biogeogr* 38:817–827
- Peterson AT, Soberón J, Sánchez-Cordero V (1999) Conservatism of ecological niches in evolutionary time. *Science* 285:1265–1267
- Peterson A, Soberón J, Pearson R, Anderson R, Martínez-Meyer E, Nakamura M, Araújo M (2011) Ecological niches and geographic distributions. Princeton University Press, Princeton, p 314
- Phillips SJ, Anderson RP, Schapire RE (2006) Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecol Model* 190:231–259
- Pozo-Montuy G, Anzures Dadda A, Jimenez Perez N, Castañeda Guerrero I, Pinacho-Guendulain B, Bonilla-Sánchez YM (2013) Evaluación poblacional y de hábitat de primates silvestres en la reserva de la biosfera "Selva el Ocote". Detectando sitios críticos para su conservación. Informe Final. PROMOBIO 2013, CONANP-COBIUS, Chiapas, Mexico, p 42
- Pozo-Montuy G, Pinacho Guendulain B, Aceves L, Trejo M, Castañeda Guerrero I, De la Cruz Cordova S, Cruz Canuto I (2015) Conservación del Mono Araña (*Ateles geoffroyi*) en la Reserva de la Biosfera La Encrucijada y Reserva de la Biosfera La Sepultura. Reporte Final. Proyecto PROCER-CONANP-COBIUS, Chiapas, México, p 61
- Ramos-Fernandez G, Espadas-Manrique C, Serio-Silva JC (2013) Potential distribution of primates in the Yucatan Peninsula, Mexico under current and climate change scenarios. In: Marsh L, Chapman C (eds) Primates in fragments. Complexity and resilience. Springer, New York, pp 475–491
- Rapoport EH (1982) Areography: Geographical Strategies of Species. Pergamon Press, Oxford
- Rocchini D, Hortal J, Lengyel S, Lobo JM, Jimenez-Valverde A, Ricotta C, Bacaro G, Chiarucci A (2011) Accounting for uncertainty when mapping species distributions: the need for maps of ignorance. *Prog Phys Geogr* 35:211–226
- Rodríguez-Luna E, Solórzano-García B, Shedden A, Rangel-Negrín A, Dias PAD, Cristóbal-Azkárate J, Cortés-Ortiz L, Dunn J, Domingo-Balcells C, Sánchez S, Veá-Baró J, Cornejo J (2009) Taller de conservación, análisis y manejo planificado para los primates mexicanos. Universidad Veracruzana, CBSG/UICN, Xalapa
- Rondinini C, Wilson KA, Boitani L, Grantham H, Possingham HP (2006) Tradeoffs of different types of species occurrence data for use in systematic conservation planning. *Ecol Lett* 9:1136–1145
- SEMARNAT-CONANP (2012) Programa de acción para la conservación de las especies: Primates, mono araña (*Ateles geoffroyi*) y monos aulladores (*Alouatta palliata*, *Alouatta pigra*). Patricia Oropeza Hernández y Eduardo Rendón Hernández (Eds.) (1ª Ed.) México
- Smith JD (1970) The systematic status of the black howler monkey, *Alouatta pigra* Lawrence. *J Mammal* 51:358–369
- Soberón J (2007) Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. *Ecol Lett* 10:1115–1123
- Soberón J, Peterson TA (2005) Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. *Biodivers Inform* 2:1–10
- Téllez O, Hutchinson MA, Nix HA, Jones P (2010) Desarrollo de coberturas digitales climáticas para México. In: Sánchez G, Balasteros C, Pavón NP (eds) Cambio climático: Aproximaciones para el estudio de su efecto sobre la biodiversidad. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, Pachuca, pp 15–23



- Tobón W, Urquiza-Haas T, Ramos-Fernández G, Calixto-Pérez E, Alarcón J, Kolb M, Koleff P (2012) Prioridades para la conservación de los primates en México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO)-Asociación Mexicana de Primatología, A.C.-Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, Mexico City
- Turner BL, Villar SC, Foster D, Geoghegan J, Keys E, Klepeis P, Lawrence D, Mendoza PM, Manson S, Ogneva-Himmelberger Y, Plotkin AB, Pérez D, Roy R, Savitsky B, Schneider L, Schmook B, Vance C (2001) Deforestation in the southern Yucatán peninsular region: an integrative approach. *For Ecol Manag* 154–3:353–370
- United States Geological Survey (USGS) (2011) Hydro 1 K Dataset. Available at: <https://lta.cr.usgs.gov/HYDRO1K>. Accessed 24 Feb 2010
- Varela S, Anderson RP, García-Valdés R, Fernández-González F (2014) Environmental filters reduce the effects of sampling bias and improve predictions of ecological niche models. *Ecography* 37–11:1084–1091
- Vidal-García F, Serio-Silva JC (2011) Potential distribution of Mexican primates: modeling the ecological niche with the maximum entropy algorithm. *Primates* 52:261–270
- Zaniewski AE, Lehmann A, Overton JMcC (2002) Predicting species spatial distributions using presence-only data: a case study of native New Zealand ferns. *Ecol Modell* 157:261–280

Affiliations

Edith Calixto-Pérez^{1,2} · Jesús Alarcón-Guerrero³ · Gabriel Ramos-Fernández^{4,5} · Pedro Américo D. Dias⁶ · Ariadna Rangel-Negrín⁶ · Monica Améndola-Pimenta⁷ · Cristina Domingo⁸ · Víctor Arroyo-Rodríguez⁹ · Gilberto Pozo-Montuy^{10,11} · Braulio Pinacho-Guendulain¹⁰ · Tania Urquiza-Haas³ · Patricia Koleff³ · Enrique Martínez-Meyer^{1,12} 

¹ Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Mexico City 04510, Mexico

² Posgrado en Ciencias Biológicas, Universidad Nacional Autónoma de México, Mexico City 04510, Mexico

³ Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Mexico City 14010, Mexico

⁴ Unidad Interdisciplinaria en Ingeniería y Tecnologías Avanzadas, Instituto Politécnico Nacional, Mexico City, Mexico

⁵ Instituto de Investigaciones en Matemáticas Aplicadas y en Sistemas, Universidad Nacional Autónoma de México, Mexico City, Mexico

⁶ Primate Behavioral Ecology Lab, Instituto de Neuroetología, Universidad Veracruzana, Veracruz 91190, Mexico

⁷ Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional, Unidad Mérida, Yucatán 97310, Mexico

⁸ Institut Obert de Catalunya, Avinguda del Paral·lel, Barcelona 08004, Spain

⁹ Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, Universidad Nacional Autónoma de México, Morelia 58190, Michoacán, Mexico

¹⁰ Conservación de la Biodiversidad del Usumacinta, AC, Emiliano Zapata, 86990 Tabasco, Mexico

¹¹ Grupo de Biología para la Conservación, S. de R.L. de C.V., 72810 Puebla de Zaragoza, Mexico

¹² Present Address: Centro del Cambio Global y la Sustentabilidad, AC, Centenario Instituto Juárez s/n, 86080 Villahermosa, Mexico

Capítulo 2

Cuantificación de la incertidumbre en los
modelos de nicho ecológico vía bootstrap
paramétrico



Introducción

En décadas recientes, los modelos de nicho ecológico (MNE) se han convertido en una herramienta muy empleada tanto en investigación (González-Salazar et al., 2013; Nogués-Bravo et al., 2008) como en la toma de decisiones en conservación (Anderson, 2004, Tobon 2012), cambio climático (Schwartz, 2012; Ureta, Martínez-Meyer, Perales, & Álvarez-Buylla, 2012), entre otros (Guisan et al., 2013), por lo que evaluar la confiabilidad de los MNE es un tema central. En términos generales, los MNE se construyen infiriendo el nicho ecológico de las especies a partir de un conjunto de registros de ocurrencia, y variables del ambiente para posteriormente proyectar el nicho en un mapa identificando los sitios ambientalmente viables para la presencia de la especie (Martínez-Meyer, 2005). Sin embargo, al utilizar los MNE es necesario tener en consideración que: 1) El nicho estimado está en función de los datos empleados y por lo tanto la calidad de las estimaciones está en función de la calidad y la variabilidad inherente de los datos; y 2) la estimación del nicho se realiza a partir de un proceso de inferencia estadística, y toda inferencia estadística conlleva incertidumbre (Ruiz Maya 2000).

La incertidumbre es un estado cognitivo de conocimiento incompleto, y es inherente al estudio de los sistemas complejos (Kunreuther et al. 2014). La incertidumbre es, en otras palabras, una medida de ignorancia respecto a un fenómeno. Dicha ignorancia puede deberse a la falta de conocimiento (incertidumbre epistémica) o a la variabilidad natural del sistema (Said-Infante & Zarate-Lara, 1990). La falta de conocimiento de un sistema puede derivarse de información vaga, ambigua, mediciones imprecisas, o de observar solo una



parte de la población objetivo. También puede deberse a la complejidad natural de un sistema, ya que los sistemas complejos suelen depender de una gran cantidad de variables, o de interacciones complejas entre ellos, las cuales no son posibles describir en su totalidad (Person 2001). Por lo tanto, la incertidumbre no solo es el resultado de la ignorancia que una mayor investigación podría subsanar, en los sistemas complejos siempre habrá una parte irreducible de incertidumbre (Guillán 2014; IPCC 2014, Kunreuther et al. 2014). Adicional a ello, diversas fuentes de incertidumbre pueden estar involucradas en la descripción de un mismo sistema las cuales pueden interactuar entre sí y generar efectos sinérgicos que las potencialice, o incluso las minimice (Wiens et al., 2009, Dormann et al., 2012), y la forma en que influyen en el producto final depende de qué tan sensible es el modelo al parámetro incierto (Jager y King 2004). Por ello, es importante manejar la incertidumbre identificando las fuentes, minimizándolas y en caso de ser posible, cuantificándolas.

Una lista muy detallada de fuentes de incertidumbre han sido documentadas en los MNE (Rocchini et al., 2011; Beale & Lennon, 2012; Dormann et al., 2012). De manera muy general, las fuentes de incertidumbre pueden resumirse en 4 tipos: 1) la inherente complejidad de la distribución geográfica de las especies; 2) la calidad de los datos de entrada; 3) las limitaciones en la medición y descripción del sistema (problemas de detectabilidad, esfuerzo de muestreo, técnicas de muestreo, etc.); y 4) las técnicas empleadas para estimar el nicho (Rocchini et al., 2011; Qiao, Soberón, & Peterson, 2015).

Algunas de las fuentes de incertidumbres descritas ya han sido estudiadas y pueden eliminarse o reducirse. Por ejemplo, la incertidumbre generada por el uso de diversos



algoritmos de modelado puede manejarse a través del ensamble de proyecciones (Araújo & New, 2007). Sin embargo, una fuente que ha sido poco estudiada es la incertidumbre derivada del proceso de inferencia del nicho ecológico. Esta se refiere al hecho de que desconocemos la totalidad de los sitios dónde una especie puede distribuirse y por lo tanto las condiciones ambientales viables para su existencia se infieren a partir de un conjunto de puntos de presencia. Este proceso de inferencia genera incertidumbre. En términos estadísticos estamos infiriendo las propiedades de la una población a partir de una muestra. De hecho, estudiar esta fuente de incertidumbre es la base de estudio de la inferencia estadística. Por lo tanto al ser el proceso de inferencia por sí mismo una fuente de incertidumbre, en el modelado de nicho es una fuente de incertidumbre irreducible y es importante conocerla.

Los métodos estadísticos permiten cuantificar la incertidumbre resultante de un proceso de inferencia basado en datos. El método conocido como *bootstrap* (Efron, 1986) es una técnica de remuestreo que consiste en generar conjuntos de datos artificiales con el propósito de discernir propiedades estadísticas de un procedimiento dado, y es particularmente útil en situaciones dónde estudiar analíticamente la incertidumbre es complejo o imposible (Hastie et. al. 2009). Dos principales aproximaciones existen para generar dichos conjuntos de datos artificiales: Bootstrap no paramétrico y bootstrap paramétrico (Efron, 1986). El bootstrap no paramétrico se basa en tomar muestras con reemplazo de un conjunto original de datos a través de muestreos aleatorios, sin especificar con qué modelo específico de probabilidad se describen los datos (Efron, 1986). En contraste, la aproximación paramétrica genera conjuntos de datos aleatorios de una



distribución de probabilidad especificada que se piensa representa el conjunto de datos original, y cuyos parámetros han sido estimados a partir de una muestra de observaciones. En términos generales, si se tienen razones para sustentar dicho modelo probabilístico, la opción paramétrica es más eficiente que la no paramétrica (Efron, 1986, Hastie et. al. 2009). En el campo de los MNE el uso de bootstrap no paramétrico se ha propuesto para evaluar las estimaciones del nicho en situaciones en las que no se cuenta con datos independientes o se cuenta con muy pocos registros de ocurrencia que no pueden dividirse y usar de manera independiente en la calibración y la evaluación del MNE (Guisan & Zimmermann, 2000; Gurgel-Gonçalves, Galvão, Costa, & Peterson, 2012). Sin embargo, la aproximación paramétrica no ha sido previamente explorada.

En este estudio se propone emplear bootstrap paramétrico para calcular la incertidumbre en los modelos de nicho ecológico. Con base en estudios previos (Boucher-Lalonde, Morin, & Currie, 2012, Díaz-Porras 2006, López-García 2007) en el presente trabajo se asume que el nicho fundamental de las especies visto como un subconjunto en un espacio de dimensión n (*sensu* Hutchinson 1957) puede ser descrito con una función de distribución de probabilidad normal multivariada (con parámetros estadísticos de media y covarianza). Dichos estudios sugieren que las condiciones óptimas para la sobrevivencia de las especies se ubican en los valores medios de una distribución de probabilidad normal multivariada. Esto coincide con la descripción del centroide del nicho (Maguire 1973, Brown 1984, Martínez-Meyer *et al.* 2013), el cual concluye que la abundancia de una especie podría estar determinada principalmente por la cercanía de sus poblaciones hacia los óptimos de las variables. Usando métodos bootstrap es posible obtener artificialmente



múltiples aproximaciones al nicho ecológico de las especies, analizar la variabilidad de las aproximaciones y obtener entonces una medida de incertidumbre.

En este trabajo desarrollamos un método para cuantificar la incertidumbre de los modelos de nicho ecológico empleando bootstrap paramétrico con base en una función de distribución de probabilidad normal multivariada. El método que diseñamos permite cuantificar la incertidumbre en toda la región de estudio generando un valor de incertidumbre tanto en zonas predichas como presencia o como ausencia. Para poner a prueba este método diseñamos especies virtuales, una técnica ampliamente empleada (Hirzel, Helfer, & Metral, 2001; Varela, Anderson, García-Valdés, & Fernández-González, 2014a; Qiao et al., 2016) con la cual es posible conocer de antemano y sin lugar a duda el nicho ecológico de la especie y su distribución geográfica. De esta forma, se generaron datos con y sin sesgos para analizar el desempeño de un MNE y del método correspondiente de cuantificación de incertidumbre.

Métodos

I. Método para la cuantificación de la incertidumbre

a. Conceptualización teórica

A menudo los modelos de nicho ecológico se interpretan como determinísticos, es decir, modelos con resultados binarios en los que hay o no hay condiciones ambientales viables para la presencia de una especie. Sin embargo a pesar de que dos sitios en un área determinada tengan condiciones ecológicas y ambientales similares, y sean igualmente accesibles para una especie, ésta no necesariamente está presente en ambos sitios. Por lo



tanto, se debería considerar un elemento de aleatoriedad al estimar la distribución de las especies. Si se asume esto como válido, la distribución de la especie se puede describir mediante una función de densidad de probabilidad o modelo probabilístico que establezca con qué probabilidad aparecen los datos en los cuales se registra una presencia.

Una función de probabilidad típicamente puede ser descrita vía una densidad $f(s, \theta)$. Si se ajusta la función de probabilidad a la distribución de la especie, s representa cada sitio dónde se ha registrado la especie, siendo entonces una variable bivariada (latitud y la longitud), que se distribuyen en un espacio geográfico (g). El vector θ por ahora no será definido, pero representa los parámetros que definen unívocamente la función de probabilidad. Sin embargo, un modelo de probabilidad que describa la distribución de las especies en la geografía es muy complejo, ya que el modelo probabilístico dependería de muchos elementos que tienen que ver con la topografía, barreras geográficas, la historia de vida de la especie (eventos de colonización o extinciones locales), capacidad de dispersión, etc. Pero si consideramos que la distribución de las especies está relacionada con los límites de tolerancia definidos por el nicho ecológico, entonces el fenómeno aleatorio ocurre en el espacio ambiental, y la función de densidad podía describirse como $h(x, \theta)$, dónde x representa una variable multivariada, que toma los valores de cada una de las variables ambientales en cada sitio de ocurrencia de la especie. Por lo tanto, x tiene tantas dimensiones como variables se hayan empleado para describir el nicho.

Con base en estudios previos (Boucher-Lalonde, Morin, & Currie, 2012, Díaz-Porras 2006, López-García 2007) se induce que una distribución normal multivariada,



podría emplearse para definir la función de probabilidad que describe la distribución de sitios de ocurrencia en el espacio ambiental. Al asumir este modelo de distribución, la media teórica de la distribución normal representa las condiciones óptimas para la sobrevivencia de la especie, lo cual coincide con la descripción del centroide del nicho (Maguire 1973, Brown 1984, Martínez-Meyer *et al.* 2013).

La distribución normal multivariada de dimensión k está definida por la siguiente fórmula para su densidad:

$$f(x) = \frac{1}{(2\pi)^{k/2} |\Sigma|^{1/2}} \exp\left(-\frac{1}{2}(x - \mu)^T \Sigma^{-1}(x - \mu)\right),$$

donde $x = (x_1, x_2, \dots, x_k)$ es el vector de variables ambientales, $\mu = (\mu_1, \mu_2, \dots, \mu_k)$ y Σ son el vector de medias y la matriz de covarianza de los registros de ocurrencia en el espacio ambiental. Nótese que la distribución normal multivariada puede ser geoméricamente definida como un sistema de elipsoides centrado en un vector de medias μ , donde cada elipsoide es una curva de nivel de la densidad normal multivariada (Hansen, 2016).

La distribución normal multivariada por definición se identifica unívocamente con los valores de los parámetros media (μ) y matriz de covarianza (Σ). Estos dos parámetros juntos constituyen el parámetro θ en la formulación $h(x, \theta)$. Como se estableció, estos parámetros son desconocidos, y es necesario estimarlos. Para ello, la estadística inferencial ofrece múltiples métodos de estimación, ya que de hecho, la motivación de los métodos de inferencia estadística es el desconocimiento del verdadero valor de estos parámetros.



Con base en lo anterior, se propone asumir la distribución normal multivariada como una función de probabilidad que permita describir con qué probabilidad aparecen las configuraciones ambientales de una presencia, y emplear un método de inferencia estadística para estimar el parámetro θ que en este caso estaría representado por $\hat{\mu}$ y $\hat{\Sigma}$. Adoptando la noción de que la probabilidad con la que se distribuyen las especies en el espacio ambiental está dado por $h(x, \theta)$, conocer el valor de x, θ permitiría modelar el nicho de las especies. El parámetro x se obtiene asociando los sitios de ocurrencia de las especies con variables del entorno (como temperatura y precipitación) y $\hat{\theta}$ se estima con base en los valores de la media y covarianza muestral de ese conjunto de valores de las variables del entorno en los que la especie se ha registrado. Habiendo estimado $\hat{\theta}$, es posible aplicar métodos bootstrap para generar múltiples estimaciones del nicho de la especie, las cuales al ser proyectadas en la geografía es posible cuantificar la variabilidad de las estimaciones de la distribución geográfica. Con base en esto, es posible cuantificar la incertidumbre de un modelo de nicho ecológico a partir del conjunto de registros de ocurrencia empleados para su estimación.

b. Programación computacional del método

Para poner en práctica esta propuesta teórica se programó una rutina en el programa *R* para calcular la incertidumbre asociada a los MNE empleando bootstrap paramétrico. La rutina programada consiste de un proceso iterativo en el que se crea un conjunto de datos con distribución binormal donde la media (μ), la covarianza (Σ), y el tamaño de muestra (N) son determinados a partir de la media, covarianza y tamaño muestral del conjunto de



registros de ocurrencia empleados para realizar los MNE que se quieren evaluar. El conjunto de datos generado se emplea para realizar múltiples MNE bajo el mismo procedimiento que el MNE a evaluar. Finalmente se calcula la varianza para cada pixel de los múltiples MNE generados con el conjunto de datos artificiales y se genera un mapa con los valores de varianza para cada pixel del área de estudio.

II. Poniendo a prueba el método para cuantificación de la incertidumbre

Para poner a prueba el método de cálculo de incertidumbre, se crearon especies virtuales y con ellas se realizaron MNE y se calculó la incertidumbre asociada a los modelos. Para ello se aplicó el siguiente método general: 1) se generaron especies virtuales con el objetivo de conocer el nicho ecológico de las especies y su distribución geográfica. 2) Con base en las especies virtuales se generaron conjuntos de datos de presencia. 3) Empleando los registros de presencia de las especies virtuales y coberturas ambientales se generaron MNE para cada una de ellas. 4) Finalmente se calculó la incertidumbre para cada uno de los MNE empleando el método de bootstrap paramétrico propuesto en esta tesis. Los detalles de cada una de las fases se describen a continuación.

1. Especies virtuales

Creamos dos especies virtuales con base en la biología de dos especies de primates: *Alouatta palliata* y *Alouatta pigra*. El nicho ecológico de las especies virtuales se construyó siguiendo una función de distribución de probabilidad normal multivariada, que es un enfoque que ya ha sido empleado para generar especies virtuales más cercanas a la biología



de las especies reales (Varela, Anderson, García-Valdés, & Fernández-González, 2014b; Qiao et al., 2015). Para definir el nicho fundamental de las especies usamos la función *mvrnorm* de la librería *MASS* (Venables & Ripley, 2002) en el programa *R* que permite generar conjuntos de datos artificiales. Para cada especie virtual se generó un conjunto de datos con distribución normal bivariada, dónde la media y la covarianza fueron estimados a partir de la media muestral y la matriz de covarianza muestral de los valores de temperatura y precipitación donde *A. palliata* y *A. pigra* han sido registrados (Fig. 1). Las coberturas digitales de temperatura y precipitación empleadas fueron el primer componente principal de las variables relacionadas con la temperatura y el primer componente principal de las variables relacionadas con precipitación del conjunto de 19 variables bioclimáticas de Worldclim (Hijmans et al. 2005). Una vez generado el conjunto de datos artificiales empleamos un cuantil de una distribución chi-cuadrada, que aplicado a la distancia de Mahalanobis, sirvió para seleccionar el conjunto de datos que se ubiquen dentro del 95% de probabilidad alrededor de la media. Finalmente, todos los valores dentro de la elipse formada por la curva de nivel del 95% de la densidad normal bivariada constituyen el nicho fundamental de la especie virtual, lo que representa que las especies virtuales fueron definidas sin limitaciones de dispersión (Soberón et al. 2017). El nicho virtual generado se proyectó en la región geográfica en la que se distribuyen *A. palliata* y *A. pigra*, la cual corresponde al sureste de México y Centro América, obteniendo así un área de distribución geográfica para cada especie virtual: Virtual-palliata y Virtual-pigra (Fig. 2).



2. Registros de ocurrencia de las especies virtuales

Para cada especie virtual se generaron dos tipos de conjuntos de datos: 1) Registros sin sesgo geográfico o ambiental y 2) registros con sesgo geográfico. Para cada tipo de datos se generaron subconjuntos de datos con diferentes tamaños de muestra. Los registros de ocurrencia sin sesgo se generaron seleccionando aleatoriamente el 50%, 10%, 1% y 0.1% de la totalidad de los sitios que corresponden al nicho fundamental de las especies virtuales. Para los datos con sesgo se seleccionaron todos los sitios de presencia de la especie a una distancia no mayor a 2km de las principales carreteras de la región (GADM 2015). A partir de este conjunto de datos se seleccionó al azar el 50%, 10 y 1% de los sitios disponibles (Tabla 1).



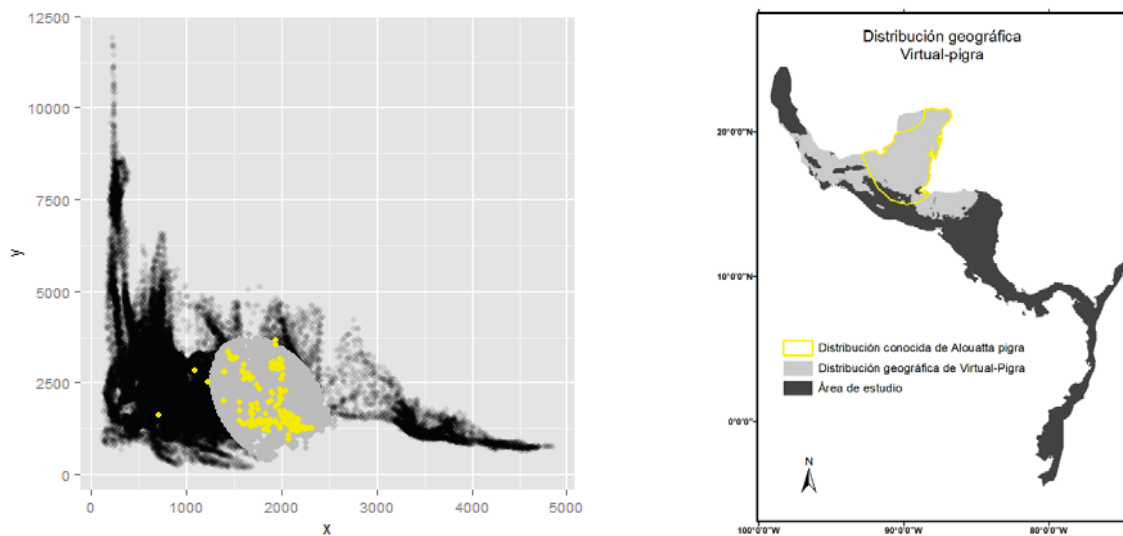


Figura 1. Construcción de la especie virtual basada en la biología de *Alouatta pigra*. Imagen a la izquierda muestra el espacio ambiental (temperatura en el eje ‘x’ y precipitación en el eje ‘y’) donde una distribución normal bivariada fue estimada con base en los parámetros estadísticos de los registros de ocurrencia de *Alouatta pigra* (puntos amarillos). El nicho fundamental de la especie virtual es representado por una elipse color gris que encierra el 95% de probabilidad alrededor de la media de los datos simulados. En el panel de la derecha se muestra el nicho fundamental de la especie virtual proyectado en la geografía, lo cual representa su distribución geográfica (polígono gris) y la distribución conocida de *Alouatta pigra* (línea amarilla).

1. Modelos de nicho ecológico

Para cada conjunto de datos (registros con sesgo y sin sesgo, y cada uno con diferentes tamaños de muestra) se obtuvo un modelo de nicho ecológico empleando el algoritmo Maxent (Phillips, Avenue, & Park, 1997) en la versión implementada en la librería DISMO del software R (Hijmans & Elith, 2015). Los MNE se realizaron empleando dos variables ambientales, una de temperatura y una de precipitación a una resolución espacial de 2.5 arc seg. Estas variables son las mismas que se emplearon para generar las especies virtuales.





Figura 2. Área de estudio

2. Cuantificación de la incertidumbre

Empleando el método de bootstrap paramétrico se calculó la incertidumbre de los MNE. Para cada conjunto de registros de ocurrencia de las especies virtuales se corrieron 500 iteraciones bootstrap. Los MNE bootstrap se generaron siguiendo el mismo procedimiento que los modelos a evaluar, es decir, se modelaron empleando Maxent en la versión implementada en la librería DISMO del software R (Hijmans & Elith, 2015), y se emplearon las mismas coberturas climáticas. Como resultado se obtuvo un mapa con valores de varianza por pixel para cada uno de los MNE a evaluar, Los valores de varianza se normalizaron con el objetivo de tener una escala de valores que pueda ser comparable entre distintos mapas generados para la misma área. De esta manera se obtiene un mapa con



valores de incertidumbre en un rango de 0 a 1 en cada pixel del área de estudio, donde 1 representa la región con mayor incertidumbre.

Tabla 1. Número de registros de ocurrencia usados en cada conjunto de datos

Nombre de la especie	Número de registros de ocurrencia								
	Registros de ocurrencia sin sesgo					Registros de ocurrencia con sesgo geográfico			
	Nicho fundamental	N50	N10	N1	N01	N100	N50	N10	N1
<i>Virtual-Palliata</i>	44339	22170	4434	443	44	26564	13282	2657	266
<i>Virtual-Pigra</i>	19771	9886	1977	198	20	6201	3101	621	63

Evaluación estadística

Para evaluar la precisión de los modelos de nicho y la efectividad del método de incertidumbre calculamos tres tipos de métricas: 1) Error absoluto, 2) La métrica de validación AUC y 3) Valor global de incertidumbre. El error absoluto se calculó siguiendo la fórmula $\epsilon_a = x_0 - x$, donde x_0 es el número de pixeles predichos como presencia y x es el número de pixeles de presencia reales. Esto es posible debido a que conocemos la distribución geográfica real de la especie virtual. El valor de AUC se obtiene calculando el área bajo la curva ROC (“Receiver operating characteristics”), la cual se construye graficando la proporción de falsos positivos (1-especificidad) contra la proporción de positivos verdaderos (sensibilidad) (Fielding & Bell, 1997). El valor máximo que AUC puede tomar es 1, y por lo tanto entre más cercano a 1 se encuentre la validación de un modelo, se considera más preciso. Para calcular AUC usamos el total de las ausencias verdaderas, así como el total de las presencias excluyendo los datos empleados para calibrar el modelo.



Finalmente se calculó el valor global de la incertidumbre para cada modelo sumando los valores de varianza de todos los píxeles en el área de estudio.

Resultados

Modelos de nicho ecológico y cálculo de incertidumbre empleando datos sin sesgo

La distribución geográfica de las dos especies virtuales se proyectó con mucha precisión cuando se usó el conjunto de datos sin sesgo. El porcentaje de error es menor a 10 y los valores de AUC son mayores a 0.9 para todas las especies y todos los tamaños de muestra (Tabla 2). El porcentaje de error es menor para proyecciones realizadas con tamaños de muestra grandes y se incrementa conforme el tamaño de muestra disminuye para ambas especies (Fig. 3 y 4). Con respecto a las validaciones con AUC para ambas especies se observa un ligero aumento en el valor de AUC cuando el tamaño de muestra aumenta y el porcentaje de error disminuye (Fig. 3), aunque para *Virtual-pigra* la tendencia no es tan clara puesto que la proyección con los valores más bajos de error no coincide con lo el valor más alto para AUC (Fig. 3).



Tabla 2. Validaciones estadísticas. Porcentaje de error, valores de AUC e incertidumbre global.

Especie	Tamaño de muestra	Registros de ocurrencia sin sesgo			Registros de ocurrencia con sesgo geográfico		
		Porcentaje de error	Valor de AUC	Incertidumbre global	Porcentaje de error	Valor de AUC	Incertidumbre global
<i>Virtual-pallata</i>	N01	9.114	0.933	318.402	NA	NA	NA
	N1	2.978	0.990	134.991	8.931	0.976	165.606
	N10	3.846	0.992	24.666	11.111	0.988	30.091
	N50	3.16	0.996	5.229	11.016	0.986	7.129
	N100	2.765	0.998	2.032	10.864	0.984	3.426
<i>Virtual-pigra</i>	N01	5.414	0.994	262.686	NA	NA	NA
	N1	5.649	0.991	102.434	4.06	0.995	112.363
	N10	2.796	0.996	22.935	8.455	0.991	47.905
	N50	2.648	0.998	6.883	33.849	0.995	14.464
	N100	2.646	0.997	4.866	11.424	0.994	9.322

Con respecto a la cuantificación de la incertidumbre se observa una relación con el porcentaje de error y con el tamaño de la muestra. Para proyecciones con mayor porcentaje de error la incertidumbre global es mayor, y ésta decrece conforme decrece el error (Fig. 4). Por otro lado, las proyecciones con los valores más altos de incertidumbre para las dos especies fueron aquellos que se construyeron con el tamaño de muestra menor (N01) y la incertidumbre disminuye conforme aumenta el tamaño de muestra, siendo casi nula a partir del tamaño de muestra N50 (Fig. 4).

Respecto a la distribución espacial, se observan zonas de incertidumbre tanto en zonas de ausencia como de presencia, y principalmente se encuentran relacionadas con zonas de sobrepredicción. Para todas las especies y todos los tamaños de muestra analizados, se encuentran zonas de incertidumbre tanto en las áreas de presencia como de



ausencia. La distribución espacial de la incertidumbre en las zonas de ausencia coincide con las áreas de sobrepredicción del modelo de distribución potencial para ambas especies y para todos los tamaños de muestra (Fig. 5). Por ejemplo para *Virtual-pigra* en la proyección con más error (tamaño de muestra N01) las áreas de mayor incertidumbre se ubican hacia el norte de la distribución, zona donde los MNE proyectan presencia de condiciones a pesar de que es un área de ausencia de acuerdo a la distribución real de la especie virtual. De igual forma, hacia el sur del área de estudio, el MNE identifica zonas con probabilidad de presencia media en áreas de ausencia real de la especie virtual; y es en estas zonas donde se identifica una alta incertidumbre (Fig. 5). En las áreas de presencia también se identificó incertidumbre. Para *Virtual-palliata* (Fig. 6) las áreas de mayor incertidumbre se encuentran en el tamaño de muestra N01 y espacialmente se ubican hacia el sur de la distribución, es decir al noreste y norponiente de Colombia.

Modelos de nicho ecológico y cálculo de incertidumbre empleando datos con sesgo

Los MNE construidos con los registros de ocurrencia con sesgo tienen un porcentaje de error de entre 4 y 33, mientras que el valor de AUC es mayor a 0.9 para ambas especies y para todos los tamaños de muestra (Figura 7). Para *Virtual-palliata* el porcentaje de error es alrededor de 10 para los tamaños de muestra N10, N50 y N100, y 8.9 para N1 (Tabla 2). Para *Virtual-pigra* hay diferente porcentaje de error entre tamaños de muestra, y no hay un patrón en el incremento de error y el tamaño de muestra. La proyección N50 es la que tiene el mayor porcentaje de error de las dos especies y éste es mayor a 30 (Tabla 2). Las



proyecciones construidas con los tamaños de muestra pequeños son las proyecciones con el menor porcentaje de error para ambas especies (Figura 7).

En relación con la cuantificación de la incertidumbre, para ambas especies el valor global de incertidumbre aumenta conforme disminuye el tamaño de la muestra (Figura 8). La distribución espacial de la incertidumbre para Virtual-pigra en el tamaño de muestra N1 se identificaron zonas de incertidumbre tanto en zonas de presencia como ausencia. La incertidumbre en zonas de presencia se ubica hacia el norte de la península de Yucatán, y la incertidumbre en zonas de ausencia se ubica en el norte y la punta sur del área de estudio donde se proyectó presencia de condiciones (Fig. 9). Para virtual palliata, las zonas de incertidumbre se ubican principalmente en zonas de presencia (Fig. 10), principalmente en las zonas cercanas a los límites de la distribución. En la proyección generada con el tamaño de muestra N1 los valores más altos de incertidumbre se ubican hacia el norte de la distribución (Fig. 11), en una zona donde la especie está presente pero fue identificada como zona de ausencia (Fig. 11).



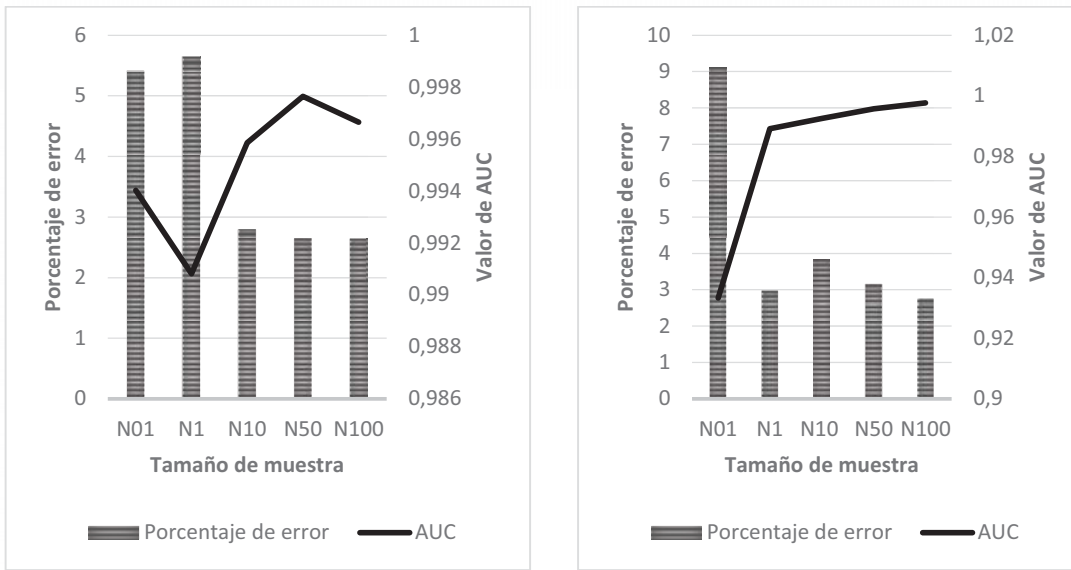


Figura 3. Validación de MNEs. El porcentaje de error muestra la proporción de presencias y ausencias correctamente predichas y los valores de AUC. Izquierda: *Virtual-pigra* y derecha: *Virtual-palliata*.

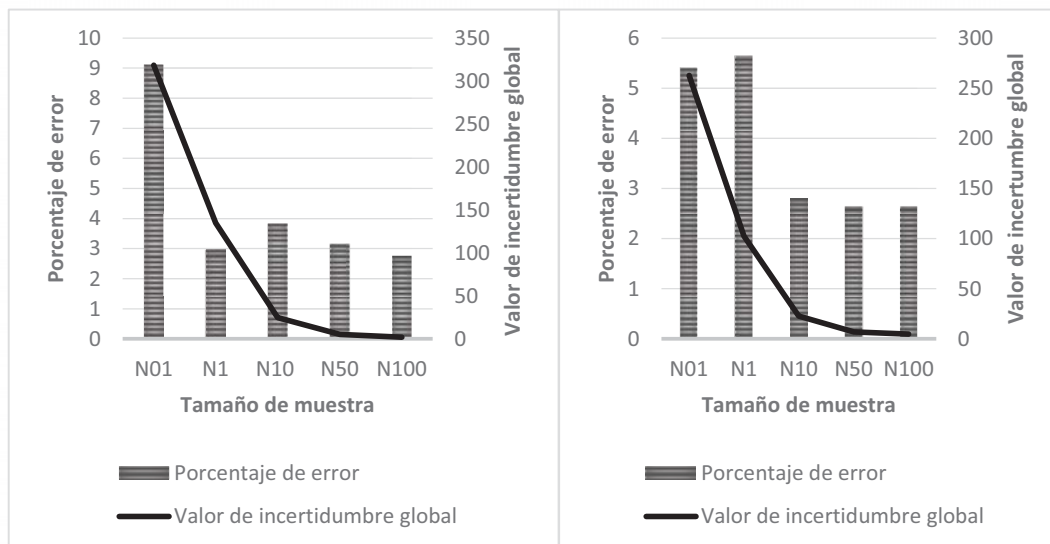


Figura 4. Validación de los MDP. Porcentaje de error y valor global de incertidumbre. Izquierda: *Virtual-pigra* y derecha: *Virtual-palliata*.



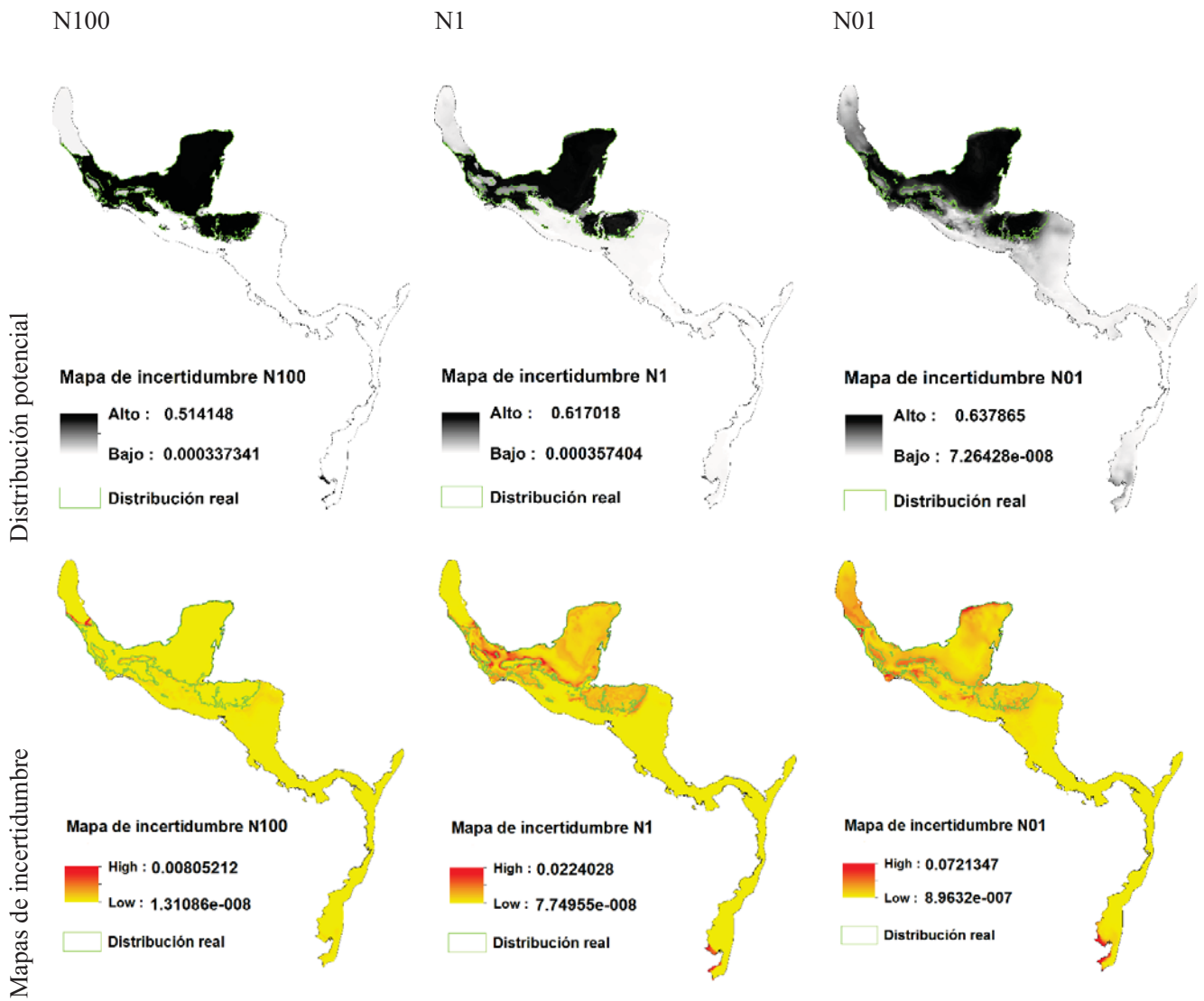


Figura 5. Distribución potencial y mapas de incertidumbre para *Virtual-pigra* empleando registros de ocurrencia sin sesgo y diferentes tamaño de muestra (N100, N1 y N01)



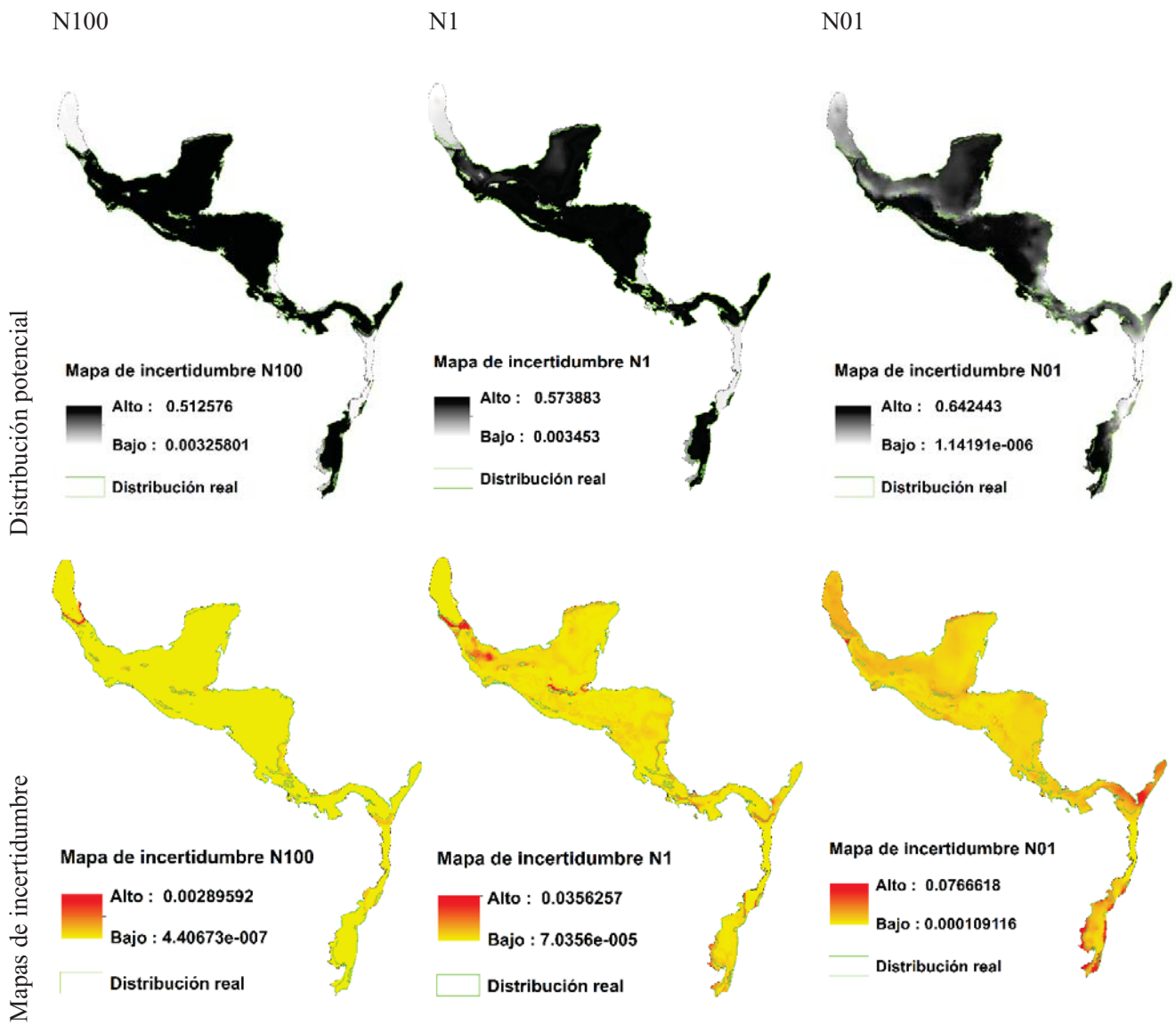


Figura 6. Distribución potencial y mapas de incertidumbre para *Virtual-palliata* empleando registros de ocurrencia sin sesgo y diferentes tamaño de muestra (N100, N1 y N01)



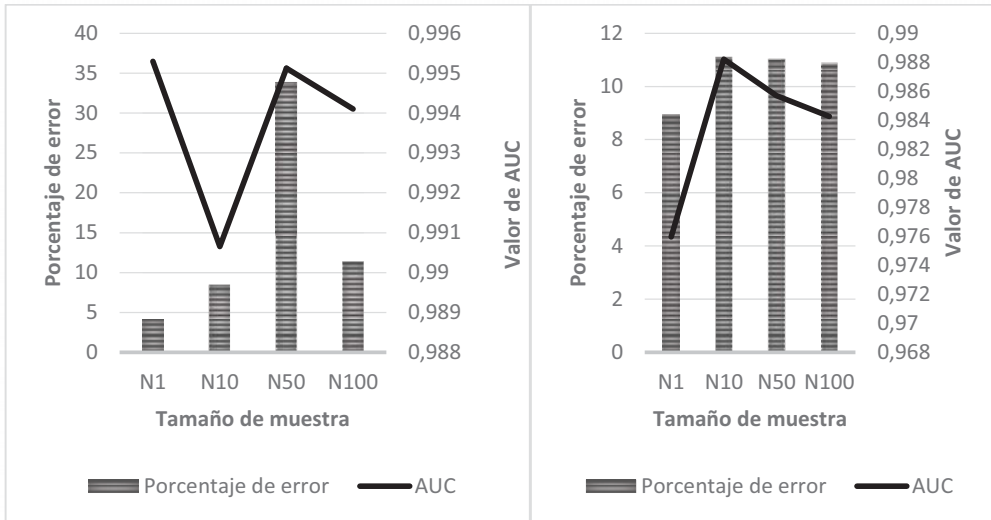


Figura 7. Validación de los MDP construidos con registros de ocurrencia con sesgo geográfico. Porcentaje de error y valores de AUC. Izquierda: *Virtual-pigra* y derecha: *Virtual-palliata*.

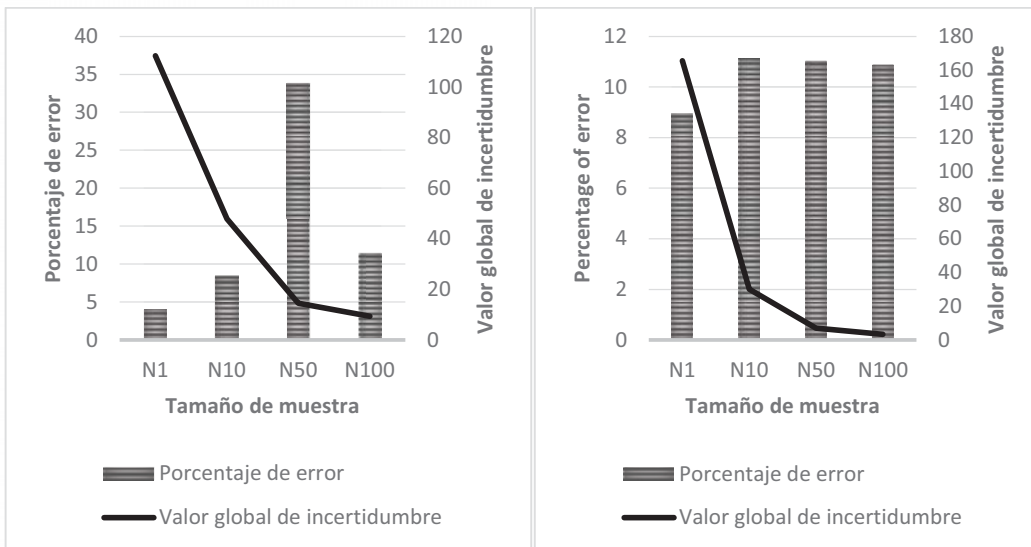


Figura 8. Validación de MNE construidos con registros de ocurrencia con sesgo geográfico. El porcentaje de error muestra la proporción de presencias y ausencias correctamente predichas, y el valor global de incertidumbre. Izquierda: *Virtual-pigra* y derecha: *Virtual-palliata*.



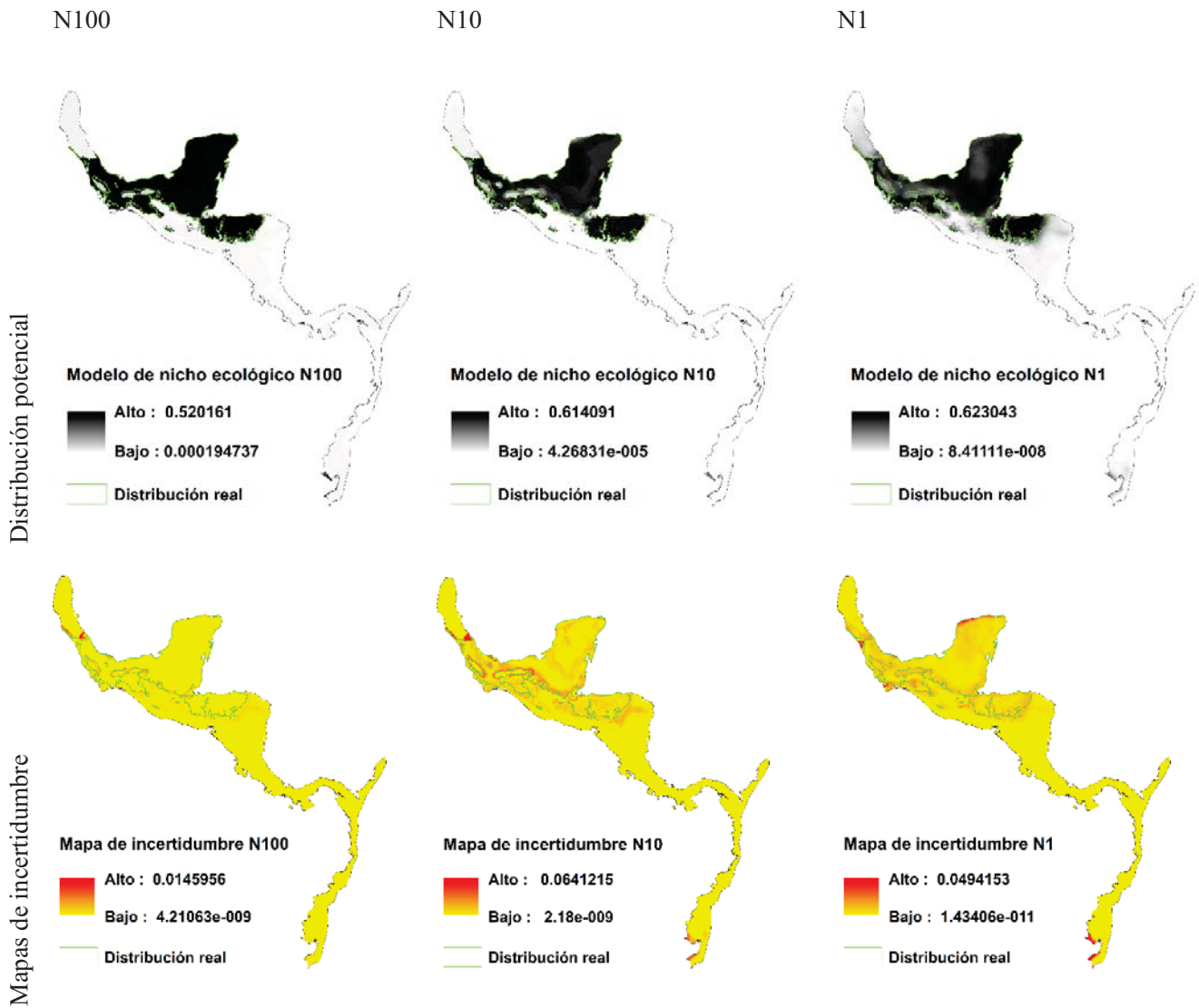


Figura 9. Distribución potencial y mapas de incertidumbre para *Virtual-pigra* empleando registros de ocurrencia con sesgo geográfico y diferentes tamaño de muestra (N100, N10 y N1)



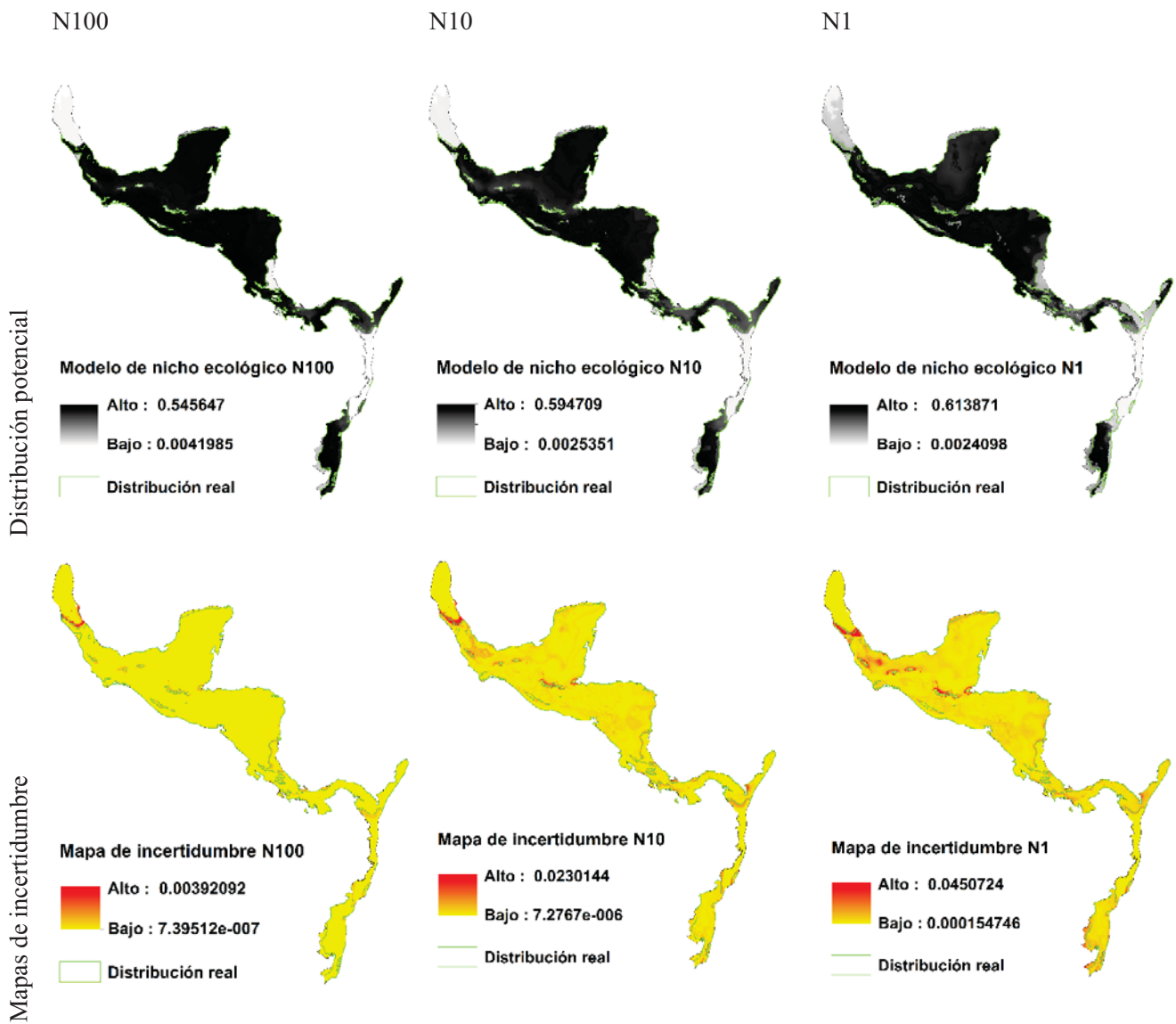


Figura 10. Distribución potencial y mapas de incertidumbre para *Virtual-palliata* empleando registros de ocurrencia con sesgo geográfico y diferentes tamaño de muestra (N100, N10 y N1)



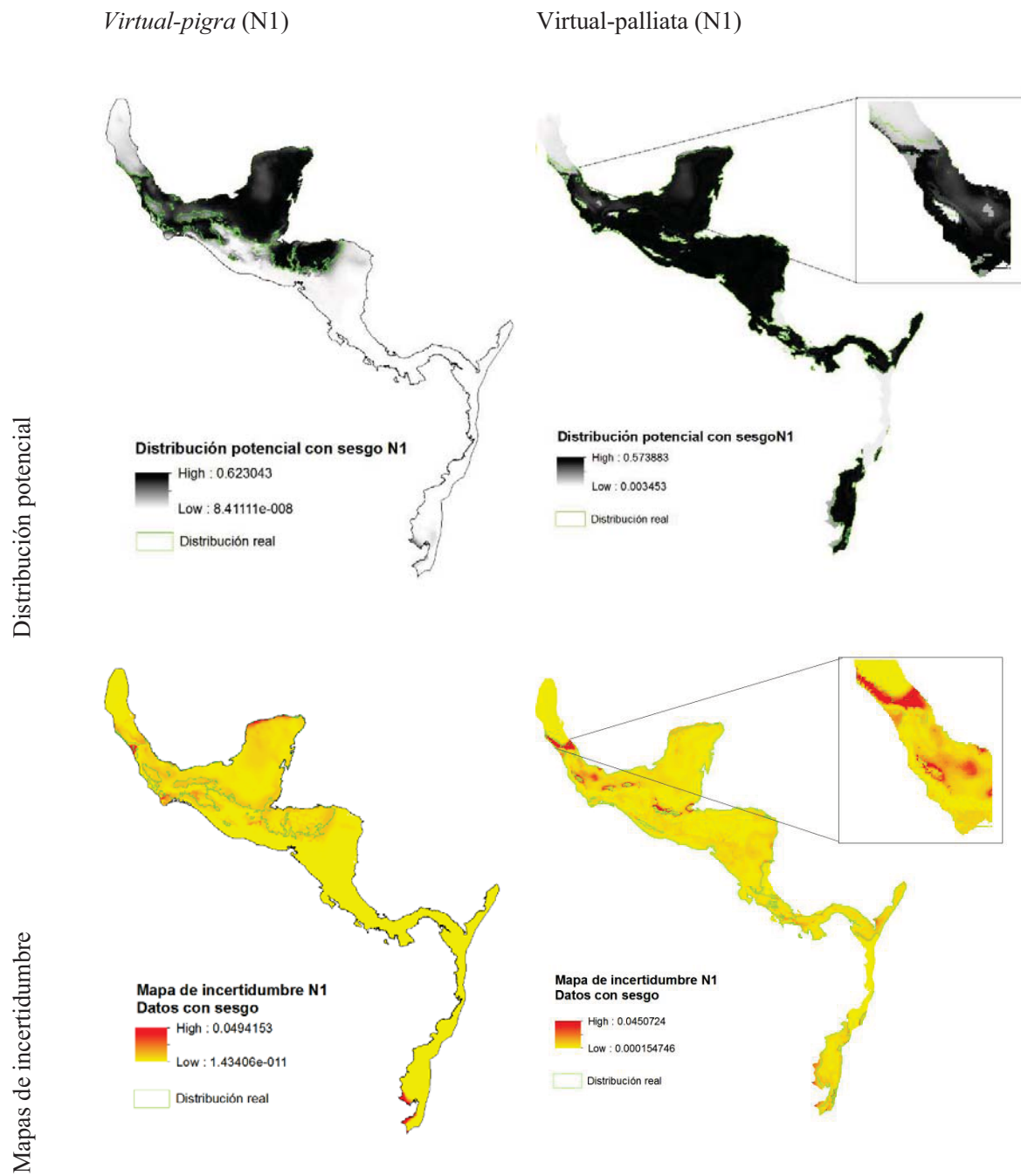


Figura 11. Distribución potencial y mapa de incertidumbre para *Virtual-pigra* y *Virtual-palliata* empleando registros de ocurrencia con sesgo geográfico y tamaño de muestra N1.



Discusión

En el presente trabajo se propone un método basado en bootstrap paramétrico para cuantificar la incertidumbre de los modelos de nicho ecológico. Para ello se realizó el planteamiento teórico, la programación computacional de una rutina de código abierto, y se realizaron pruebas empleando especies virtuales para analizar el desempeño del método.

Evaluación de la exactitud en la estimación del nicho

Las pruebas se realizaron estimando el nicho ecológico de dos especies virtuales bajo diferentes tamaños de muestra. Nuestros resultados muestran que cuando se usan datos sin sesgo para estimar la distribución de las especies virtuales, el error es bajo para todas las especies y todos los tamaños de muestra puesto que no rebasa 10%. Sin embargo, cuando se usan datos que fueron colectados en la cercanía a las carreteras el error es comparativamente mayor para todas las especies y todos los tamaños de muestra, alcanzando valores superiores al 30% en el caso del MNE N50 de *virtual-pigra*. El muestreo preferente a las cercanías de las carreteras es una fuente potencial de error en los MNE puesto que el muestreo sesgado geográficamente puede derivar en un sesgo ambiental que impacta en el desempeño de los modelos (Phillips et al., 2009), y el impacto que produzca en la estimación del nicho va a depender de que tanto sesgo ambiental genere (Kadmon, Farber, & Danin, 2004).

Por otro lado, se puede observar un efecto del tamaño de muestra en el desempeño de los MNE. En los MNE generados con los datos sin sesgo, el porcentaje de error aumenta



conforme el tamaño de muestra disminuye, siendo los modelos generados con el tamaño de muestra más pequeña los que tienen mayor porcentaje de error. El efecto del tamaño de muestra ya ha sido discutido en trabajos previos (Wisiz et al. 2008, Stockwell y Peterson 2002) y se ha observado que al reducirse el tamaño de la muestra se reduce la precisión del modelo. No obstante, algunos algoritmos son menos sensibles al efecto del tamaño de muestra, y en este sentido Maxent ha mostrado buen desempeño al trabajar con distintos tamaños de muestra (Wisiz et al. 2008). En el caso de los MNE generados con datos con sesgo no hay una relación entre el tamaño de muestra y la magnitud del error. Por lo tanto, se podría decir que al usar datos con sesgo, se tiene mayor porcentaje de error, pero el efecto del tamaño de muestra tiene menor impacto. Esto podría deberse a que los datos con sesgo geográfico ya son en sí mismos una muestra reducida y ya contienen sesgo ambiental, por lo tanto, el efecto del tamaño de muestra no es tan visible.

Por otro lado, es destacable que para ambas especies las proyecciones siempre tienen asociado un porcentaje de error. Incluso para aquellos modelos que se generaron empleando todos y cada uno de los sitios donde la especie se distribuye (N100) hay un error asociado, pues según nuestros resultados estas proyecciones tienen al menos 2% de error. Esto sugiere que la construcción de los MNE conlleva un porcentaje de error irreducible el cual puede potencializarse con otros factores como el tamaño de la muestra o el sesgo geográfico. La propagación de los errores y acumulación de incertidumbres ocurre por las interacciones de las fuentes de error que pueden ser lineales o no, pudiendo incluso en algunos casos cancelarse entre sí, o bien potencializarse (Wiens et. al. 2009). Además, la forma en que influyen en el producto final depende de qué tan sensible es el modelo al



parámetro incierto (Jager y King 2004). Por ello, es de gran importancia conocer y cuantificar las diversas fuentes de error e incertidumbres involucradas en la generación de un MNE.

Para nuestros análisis AUC es poco informativa en la evaluación de los modelos. Para todos los casos el valor de AUC es muy alto ($>.9$) sin mostrar diferencias entre los mapas generados con y sin sesgo. En el caso de los MDP construidos con registros sesgados, AUC falló en predecir la precisión de la proyección (Tabla 2) puesto que para ambas especies el valor de AUC es mayor a 0.9, incluso cuando las proyecciones tienen más del 30% de error.

Cuantificación de la incertidumbre en los modelos de nicho

El valor global de incertidumbre para cada proyección fue consistente con el porcentaje de error ya que para ambas especies en los MNE generados con datos sin sesgo, el valor global de incertidumbre aumenta conforme aumenta el error. Por otro lado, al igual que el porcentaje de error, los MNE generados con datos sesgados tienen en general un valor de incertidumbre mayor que los modelos sin sesgo. Sin embargo, para ambas especies, el MNE con el mayor porcentaje de error no coincide con el MNE que tiene el valor más alto de incertidumbre global. Esta falta de coincidencia podría deberse a que el valor global de incertidumbre considera todos los valores de incertidumbre tanto en zonas de presencia como de ausencia, mientras que el error considera únicamente el porcentaje de celdas que no fueron correctamente predichas.



Una de las fortalezas de nuestro método es que la incertidumbre se puede ubicar espacialmente tanto en las zonas de presencia como de ausencia. Nuestros resultados muestran que la incertidumbre en zonas de ausencia coincide con zonas de sobrepredicción. Este patrón puede observarse para las dos especies y en MNE construidos con y sin sesgo. La ubicación espacial de los errores y las fuentes de incertidumbre puede ayudar a identificar áreas dónde se requiere mayor esfuerzo de muestreo, o zonas dónde sucede algún proceso ecológico que no fue tomado en consideración para la estimación del nicho ecológico (Guisan & Zimmermann, 2000), o algún otro factor dependiendo del tipo de incertidumbre que se esté analizando. Por otro lado permite al usuario definir el grado de certeza que puede aceptar para su caso de estudio, y seleccionar áreas con mayor grado de certeza. Esto cobra relevancia ya que una misma inferencia realizada con un distinto grado de certeza podría conducir a una decisión diferente, por ejemplo en términos de declarar una región específica para conservación.

Otra fortaleza del método recae en la conceptualización teórica propuesta. Dado que los MNE son estocásticos y en cada aproximación el resultado puede variar, el uso del bootstrap no paramétrico ha sido empleado para generar múltiples réplicas de MNE y analizar los diferentes posibles resultados con base en el mismo set de datos, por lo cual en la mayoría de los casos lo que se emplea es la media como la mejor hipótesis de la estimación del nicho (Gurgel-Gonçalves et al., 2012). Sin embargo, el uso de un bootstrap paramétrico no ha sido explorado antes. Usar una función de probabilidad especificada permite estimar el nicho con base en la biología de las especies de forma clara y transparente sin hacer uso de la “caja negra” que puede representar en muchas ocasiones el



uso de algoritmos de modelado como Maxent. Con base en diversos trabajos (Boucher-Lalonde et al. 2012, Díaz-Porras 2006, López-García 2007) aquí proponemos el uso de una normal multivariada como función de probabilidad para simular un escenario en el que el nicho se estime con base en la biología de las especies y la variabilidad entre las estimaciones pueda ser calculada.

En la literatura reciente se ha cuestionado la relación entre densidad poblacional y centroide del nicho (Dallas et al. 2017) lo cual podría indicar (aunque no necesariamente) que el nicho ecológico no puede ser descrito vía una normal multivariada. A pesar de que dicho cuestionamiento aún se mantiene en discusión (Soberon et al 2018), el marco teórico aquí propuesto podría emplearse para casos en los que se tenga evidencia de que las especies respondan al ambiente de una forma que no puede ser descrita vía una distribución normal y utilizar el bootstrap paramétrico con otra función de probabilidad especificada.

Finalmente concluimos que la cuantificación de la incertidumbre es elemental al construir modelos de nicho. El método aquí presentado para cuantificación de incertidumbre mostró un buen desempeño identificando las zonas de incertidumbre en modelos construidos con especies virtuales e identificando como inciertas las zonas sobrepredicción del modelo. Futuros análisis serán necesarios para probar del desempeño del método empleando especies no virtuales.



Bibliografía

- Anderson, R. (2004). Modeling species' geographic distributions for preliminary conservation assessments: an implementation with the spiny pocket mice (*Heteromys*) of Ecuador. *Biological Conservation*, 116(2), 167–179.
- Araújo, M. B., & New, M. (2007). Ensemble forecasting of species distributions. *Trends in Ecology & Evolution*, 22(1), 42–7.
- Beale, C. M., & Lennon, J. J. (2012). Incorporating uncertainty in predictive species distribution modelling. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences*, 367(1586), 247–58.
- Boucher-Lalonde V, Morin A, Currie DJ (2012) How are tree species distributed in climatic space? A simple and general pattern. *Glob Ecol Biogeogr* 21:1157–1166.
- Brown, J. H. (1984). On the relationship between abundance and distribution of species. *The American Naturalist*, 124(2), 225–279.
- Dallas, T., Decker, R. R., & Hastings, A. (2017). Species are not most abundant in the centre of their geographic range or climatic niche. *Ecology Letters*, 20(12), 1526–1533.
- Díaz-Porras, D. F. (2006). El nicho ecológico y la abundancia de especies. Tesis de la Maestría en Ciencias Biológicas. Director de tesis: Enrique Martínez Meyer. Instituto de Biología, UNAM. Ciudad de México, México.
- Dormann, C. F., Schymanski, S. J., Cabral, J., Chuine, I., Graham, C., Hartig, F., ... Singer, A. (2012). Correlation and process in species distribution models: Bridging a dichotomy. *Journal of Biogeography*, 39(12), 2119–2131.
- Efron, B., & Tibshirani, R. (1986). Bootstrap Methods for Standard Errors, Confidence Intervals, and Other Measures of Statistical Accuracy. *Statistical Science*, 1(1), 77–77.
- Fielding, A. H., & Bell, J. F. (1997). A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation*, 24(1), 38–49.
- Gauch, A. H. G., & Whittaker, R. H. (1972). Coenocline Simulation. *Ecology*, 53(3), 446–451.
- González-Salazar, C., Stephens, C. R., & Marquet, P. A. (2013). Comparing the relative contributions of biotic and abiotic factors as mediators of species' distributions.



Ecological Modelling, 248, 57–70.

Guisan, A., Tingley, R., Baumgartner, J. B., Naujokaitis-Lewis, I., Sutcliffe, P. R., Tulloch, A. I. T., ... Buckley, Y. M. (2013). Predicting species distributions for conservation decisions. *Ecology Letters*, 16(12), 1424–1435.

Guisan, A., & Zimmermann, N. E. (2000). Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, 135(2–3), 147–186.

Guillán, A. (2014). Epistemological Limits to Scientific Prediction: The Problem of Uncertainty. *Open Journal of Philosophy*, 4 (4): 510-517.

Gurgel-Gonçalves, R., Galvão, C., Costa, J., & Peterson, A. T. (2012). Geographic distribution of chagas disease vectors in brazil based on ecological niche modeling. *Journal of Tropical Medicine*, 2012.

Hijmans, R. J., Cameron, S. E., Parra, J. L., Jones, P. G., & Jarvis, A. (2005). Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 25(15), 1965–1978.

Hijmans, R. J., & Elith, J. (2015). Species distribution modeling with R Introduction. *October*, 71.

Hirzel, a. H., Helfer, V., & Metral, F. (2001). Assessing habitat-suitability models with a virtual species. *Ecological Modelling*, 145(2–3), 111–121.

Hutchinson, G. E. (1957). Concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symp Quantitative Biol*, 22, 415–427. Retrieved from <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/23346557>

IPCC. (2014). Cambio climático 2014: Impactos, adaptación y vulnerabilidad. Resumen para responsables de políticas. Contribución del Grupo de trabajo II al Quinto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático. Field, C. B., V. R. Barros, D. J. Dokken, K. J. Mach, M. D. Mastrandrea, T. E. Bilir, M. Chat-terjee, K. L. Ebi, Y. O. Estrada, R. C. Genova, B. Girma, E. S. Kissel, A. N. Levy, S. MacCracken, P. R. Mastrandrea y L. L. White (Eds.). Suiza. 32 pp.

Jager, H. I., & King, A. W. (2004). Spatial Uncertainty and Ecological Models. *Ecosystems*, 7(8), 841–847.

Kadmon, R., Farber, O., & Danin, A. (2004). Effect of roadside bias on the accuracy of predictive maps produced by bioclimatic models. *Ecological Applications*, 14(2), 401–413.



- Kunreuther H., S. Gupta, V. Bosetti, R. Cooke, V. Dutt, M. Ha-Duong, H. Held, J. Llanes-Regueiro, A. Patt, E. Shittu y E. Weber. (2014). Integrated risk and uncertainty assessment of climate change Response policies. En: *Climate Change 2014: Mitigation of climate change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Edenhofer, O., R. Pichs-Madruga, Y. Sokona, E. Farahani, S. Kadner, K. Seyboth, A. Adler, I. Baum, S. Brunner, P. Eickemeier, B. Kriemann, J. Savolainen, S. Schlömer, C. von Stechow, T. Zwickel y J.C. Minx (eds.). Cambridge University Press. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA., p. 151-205.
- López-García, M. A. (2007). Descripción y caracterización de nichos ecológicos: una visión más cuantitativa del espacio ambiental. Tesis de la Maestría en Ciencias con Especialidad en Probabilidad y Estadística. Director de tesis: Miguel Nakamura. Centro de Investigación en Matemáticas, A.C. Guanajuato, México.
- Maguire, B. (1973). Niche response structure and the analytical potentials of its relationship to the habitat. *American Society of Naturalists*, 107(954), 213–246.
- Martínez-Meyer, E. (2005). Climate change and biodiversity: some considerations in forecasting shifts in species' potential distributions. *Biodiversity Informatics*, 2(2), 42–55.
- Martínez-meyer, E., Díaz-porras, D., Peterson, A. T., & Yáñez-Arenas, C. (2013). Ecological niche structure and rangewide abundance patterns of species. *Biology Letters*, 9, 1–5.
- Nogués-Bravo, D., Rodríguez, J., Hortal, J., Batra, P., & Araújo, M. B. (2008). Climate change, humans, and the extinction of the woolly mammoth. *PLoS Biology*, 6(4), e79. doi:10.1371/journal.pbio.0060079.
- Phillips, S. J., Avenue, P., & Park, F. (1997). A Maximum Entropy Approach to Species Distribution Modeling.
- Phillips, S. J., Dudík, M., Elith, J., Graham, C. H., Lehmann, A., Leathwick, J., & Ferrier, S. (2009). Sample selection bias and presence-only distribution models: Implications for background and pseudo-absence data. *Ecological Applications*, 19(1), 181–197.
- Qiao, H., Peterson, A. T., Campbell, L. P., Soberón, J., Ji, L., & Escobar, L. E. (2016). NicheA: Creating virtual species and ecological niches in multivariate environmental scenarios. *Ecography*, (December 2015), 1–9.



- Qiao, H., Soberón, J., & Peterson, A. T. (2015). No silver bullets in correlative ecological niche modelling: Insights from testing among many potential algorithms for niche estimation. *Methods in Ecology and Evolution*, 6(10), 1126–1136.
- Rocchini, D., Hortal, J., Lengyel, S., Lobo, J. M., Jimenez-Valverde, a., Ricotta, C., ... Chiarucci, a. (2011). Accounting for uncertainty when mapping species distributions: The need for maps of ignorance. *Progress in Physical Geography*, 35(2), 211–226.
- Ruiz-Maya, L. y F. Martín. 2000. Fundamentos de inferencia estadística. 2Edición. Editorial AC.
- Said-Infante, & Zarate-Lara, G. (1990). *Métodos estadísticos: Un enfoque interdisciplinario*. México: Trillas.
- Schwartz, M. W. (2012). Using niche models with climate projections to inform conservation management decisions. *Biological Conservation*, 155, 149–156.
- Soberon, J., Townsend Peterson, A., & Osorio-Olvera, L. (2018). A comment on ‘Species are not most abundant in the centre of their geographic range or climatic niche’. *Rethinking Ecology*, 3, 13–18.
- Stockwell, D. R. B. y Townsend P. (2002). Effects of sample size on accuracy of species distribution models. *Ecological modelling*, 148(1), 1-13.
- Tobón, W., T. Urquiza-Haas, G. Ramos-Fernández, E. Calixto-Pérez, J. Alarcón, M. Kolb y P. Koleff. 2012. Prioridades para la conservación de los primates en México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad–Asociación Mexicana de Primatología, A.C.– Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, México.
- Ureta, C., Martínez-Meyer, E., Perales, H. R., & Álvarez-Buylla, E. R. (2012). Projecting the effects of climate change on the distribution of maize races and their wild relatives in Mexico. *Global Change Biology*, 18(3), 1073–1082.
- Varela, S., Anderson, R. P., García-Valdés, R., & Fernández-González, F. (2014a). Environmental filters reduce the effects of sampling bias and improve predictions of ecological niche models. *Ecography*, 37(11), 1084–1091.
- Varela, S., Anderson, R. P., García-Valdés, R., & Fernández-González, F. (2014b). Environmental filters reduce the effects of sampling bias and improve predictions of ecological niche models. *Ecography*, (September 2013), no-no.



Wiens, J. a, Stralberg, D., Jongsomjit, D., Howell, C. a, & Snyder, M. a. (2009). Niches, models, and climate change: assessing the assumptions and uncertainties. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 106 Suppl, 19729–36.

Wisz MS, Hijmans RJ, Li J, et al (2008) Effects of sample size on the performance of species distribution models. *Divers Distrib* 14:763–773.



Capítulo 3

Identificación de sitios prioritarios para la
conservación de primates en México
considerando la incertidumbre inherente a
los modelos de nicho ecológico



Introducción

La protección legal de tierras es una de las estrategias de conservación más empleadas a nivel mundial. Actualmente cerca del 15% de la superficie de la tierra y aproximadamente 7% de los océanos del mundo son áreas protegidas para conservación (UNEP, 2018). Si bien la protección de áreas es solo una de muchas acciones que se pueden tomar para conservar la biodiversidad puesto que la conservación puede darse también a nivel de genes o ecosistemas, al proteger áreas no solo se salvaguarda la biodiversidad, también se puede contrarrestar la degradación del hábitat, en menor medida la contaminación, y la pérdida de los servicios ecosistémicos (Meffe *et al.* 2006). En algunas regiones, por ejemplo, las áreas protegidas contienen los últimos remanentes de tipos particulares de hábitat o poblaciones de especies, por lo que en algunos casos evitar su extinción dependerá de que estas áreas sigan existiendo (Martha J. Groom *et al.* 2005). Es por ello que la identificación de sitios prioritarios para la conservación de la biodiversidad y el diseño de redes de áreas es un tema de gran relevancia.

Al diseñar redes de áreas es deseable que los sitios seleccionados para conservación sean capaces de representar la biodiversidad de una región y permitan reducir los factores que amenazan su persistencia (Sarkar *et al.* 2006; Margules & Sarkar 2009). Esto impone grandes retos teóricos y metodológicos. Por un lado, para favorecer la persistencia de las especies a largo plazo, se debe promover el mantenimiento de los procesos naturales y poblaciones viables a partir de reducir las amenazas (Margules & Pressey 2000; Pressey *et al.* 2007; Margules & Sarkar 2009). No obstante, la planeación se realiza en un ambiente cambiante y por lo tanto la priorización debe hacerse considerando amenazas dinámicas



(Pressey et al. 2007; Visconti et al. 2010). (Pressey et al. 2007; Visconti et al. 2010). Por otro lado, estimar la distribución geográfica de las especies no es trivial, pues la el área de distribución es resultado de los procesos demográficos y por lo tanto es dinámica en el tiempo (Lomolino et al. 2010). Además, los registros de presencia de las especies usualmente son incompletos o contienen sesgos de diversos tipos, pues existen factores que dificultan la detectabilidad de los organismos en el medio natural (Kéry and Schmid 2003), o bien las colectas científicas pueden concentrarse en zonas específicas (áreas de fácil acceso, cercanía a carreteras y caminos, estaciones de investigación, etc), lo que deriva en estimaciones imprecisas de la distribución de especies.

Diversos aproximaciones se han empleado para delimitar el área de distribución de las especies en el contexto de la priorización de áreas para conservación (Rondinini et al. 2006). En términos generales, el uso de datos crudos como registros de presencia de las especies, o bien datos procesados como ensambles de especies o polígonos de distribución obtenidos vía modelado de nicho ecológico es un práctica común para definir dentro de la priorización el área en la que se distribuyen las especies (Rondinini et al. 2006; Margules & Sarkar 2009). En particular, el uso de datos crudos es recomendable cuando éstos representan una muestra exhaustiva y no se encuentran sesgados espacial o ambientalmente (Margules y Sarkar 2009). Sin embargo, el uso de modelos de nicho ecológico (MNE) ha sido frecuente (Fuller, *et al.*, 2006) en casos donde no se cuenta con este tipo de datos, pues se les ha considerado una alternativa eficiente por encima de otros métodos (Mota-Vargas y Rojas-Soto, 2012).



No obstante, se ha documentado que los MNE presentan diversas fuentes de incertidumbre (Rocchini et al. 2011). La incertidumbre en los MNE puede deberse a distintos factores que van desde, los datos de entrada, hasta el método de modelado (ver Capítulo 1 y 2) y pueden derivar en estimaciones sesgadas de la distribución de las especies. Diversos estudios han documentado el impacto de usar estimaciones sesgadas de la distribución de especies en la priorización de áreas para conservación. Por ejemplo, se ha observado que el uso de registros de presencia con sesgos geográficos deriva en requerir mayor área para proteger pocas especies (Grand et al. 2007). No obstante, poco se sabe respecto del efecto que tiene en la selección de sitios emplear MNE con distintos niveles de certeza. Para analizar el efecto de la incertidumbre en la selección de sitios sería indispensable contar con especies o taxones relativamente bien estudiados y en los cuales se pueda reducir y cuantificar la incertidumbre inherente al proceso de modelado, y luego entonces evaluar sus efectos en la selección de sitios.

El estudio de los primates en México tiene más de tres décadas, y es uno de los países en América Latina con más investigación dentro de este grupo de mamíferos (Zamora y Arroyo-Rodríguez 2011). Los diversos trabajos de exploración en campo han permitido reunir bases de datos que registran la presencia de tres primates no humanos en el sureste del país: *Ateles geoffroyi*, *Alouatta palliata*, y *Alouatta pigra*. El trabajo en campo también ha permitiendo conocer distintos aspectos de su biología como hábitos alimenticios y preferencia por tipos de vegetación (Estrada & Mandujano 2003; Baumgarten & Williamson 2007; Mandujano & Escobedo-Morales 2008; Dias et al. 2013; Cortés-Ortiz et al. 2015). Esta información permite tener un modelo de estudio, en el cual se pueda integrar



el conocimiento adquirido sobre la ecología de estas especies a los MNE como un medio para evaluar y reducir la incertidumbre. Por otro lado, los primates son especies que en México se encuentran en peligro de extinción y para los cuales es urgente identificar áreas prioritarias para su conservación.

Diversos esfuerzos se han hecho en México para promover la conservación de los primates. En 2012 se publicó “*Prioridades para la conservación de los primates en México*” (Tobón et al. 2012) y en ese mismo año se publicó el “*Programa de Acción para la Conservación de las Especies: Primates, Mono Araña (Ateles geoffroyi) y Monos Aulladores (Alouatta palliata, Alouatta pigra)*” (Semarnat-Conap 2012). Para realizar ambos análisis se emplearon los modelos de nicho ecológico generados en el capítulo 1 de esta tesis, con el objetivo de reducir la posible incertidumbre asociada a los MNE a través del uso del conocimiento de experto. No obstante, en ninguno de los casos se realiza un análisis específico para conocer el efecto de la incertidumbre en la selección de sitios.

En este trabajo se analizó el efecto de la incertidumbre inherente a los modelos de nicho ecológico en la identificación de sitios prioritarios para la conservación de los primates en México. Para ello se estimó la distribución geográfica de *Ateles geoffroyi*, *Alouatta palliata* y *Alouatta pigra* empleando MNE bajo dos enfoques que permiten tomar en consideración la incertidumbre asociada a los MNE: 1) empleamos los modelos generados en el Capítulo 1 de esta tesis, en los que se integra el conocimiento de experto en diferentes fases del proceso de modelado para reducir las fuentes de incertidumbre en los datos de entrada, el modelado y el post-proceso; y 2) se modeló la distribución de las especies sin incluir el conocimiento de experto, pero se generó un mapa de incertidumbre



asociada a los MNE empleando el método de bootstrap paramétrico desarrollado en el capítulo 2 de esta tesis. Ambos enfoques se emplearon para realizar la priorización de sitios para la conservación de los primates. Los resultados fueron contrastados con un escenario de priorización en los que se emplean MNE sin conocimiento de expertos y sin ninguna consideración de incertidumbre, la práctica más difundida en los esfuerzos de conservación.

Método

Estimación de la distribución geográfica de los objetos de conservación.

La distribución geográfica de *Ateles geoffroyi*, *Alouatta palliata* y *Alouatta pigra* se estimó empleando MNE. Los modelos fueron generados bajo dos enfoques metodológicos diferentes: 1) modelos de nicho ecológico generados con base en conocimiento de experto y 2) modelos de nicho ecológico generados sin el conocimiento de experto. Estos modelos son el resultado de los análisis presentados en el capítulo 1 de esta tesis.

Estimación de la incertidumbre en los MDP

Para conocer el grado de certeza en cada uno de los MDP (modelos con y sin expertos), se construyó un mapa de incertidumbre empleando el método bootstrap paramétrico descrito en el capítulo 2. En términos generales el método consiste en estimar la media, matriz de covarianza y tamaño de muestra del conjunto de registros de presencia utilizados para construir el MNE a evaluar. Estos parámetros son empleados para generar conjuntos de datos artificiales con una distribución de probabilidad normal multivariada. Posteriormente, para cada conjunto de datos artificiales se realiza un MNE, obteniendo múltiples



estimaciones del nicho ecológico de las especies. Finalmente se calcula la varianza para cada uno de los píxeles del área de estudio a través de todos los MNE. De esta manera se generan valores de incertidumbre para cada unidad de análisis (píxel) del área de estudio, de modo que se puede conocer el grado de certeza tanto en áreas predichas como presencia y áreas predichas como ausencia (véase capítulo 2).

Para cada mapa de incertidumbre se calculó el valor global de incertidumbre. Este valor global se calcula sumando todos los valores de varianza a lo largo del área de estudio y permite comparar los niveles de incertidumbre de diferentes modelos que cuenten con la misma extensión geográfica (capítulo 2).

Selección de sitios prioritarios para la conservación

Para la selección de sitios prioritarios para la conservación de los primates se realizó un análisis multicriterio implementado en el software Consnet V2.0 (Ciarleglio et al. 2009), el cual ya ha sido empleado para identificar y diseñar redes de áreas prioritarias para la conservación (Illoldi et al. 2012, Urbina-Cardona & Flores-Villela 2010), corredores biológicos (Calixto-Pérez et al. 2011), entre otros. El análisis se basó en la búsqueda de área mínima, es decir, tratar de minimizar el número de celdas seleccionadas y de manera simultánea optimizar la búsqueda con una variedad de factores que pueden favorecer o amenazar la persistencia de las especies (Criterios de priorización). Consnet emplea un algoritmo de búsqueda metaheurístico que permite identificar sitios donde los objetos de conservación estén representados y que cumplan con criterios de priorización determinados (Ciarleglio et al. 2009).



La selección de sitios se realizó de acuerdo a los siguientes pasos generales. El área de estudio (Fig.1) se dividió en tres regiones: Oaxaca-Chiapas (OC), Tabasco-Veracruz (TV) y Península de Yucatán (PY). Esto se realizó para mejorar la eficiencia computacional y para ser consistentes con el proceso con el cual se generaron los modelos de distribución de las especies en el capítulo 1. Posteriormente, cada región se dividió en celdas de 1km². A cada celda se le asignaron valores de 0 y 1 con base en las zonas proyectadas como ausencia o presencia en los MNE, además de valores categóricos y continuos para los criterios de priorización (los cuales se enlistan más adelante). De esta manera se buscó la selección de celdas que de manera colectiva permitan cumplir con una meta de conservación para cada una de las especies, la cual es definida en términos de área de distribución. El análisis multicriterio se basó en el algoritmo de complementariedad “*Most deficient surrogates*”, en cual se basa en seleccionar primero las celdas que ayuden a cumplir la meta de representatividad de especies (Ciarleglio 2008).

Criterios de priorización y metas de conservación

Se usaron tres tipos de criterios para la priorización de áreas: 1) Criterios que favorecen la persistencia de las especies y con los cuales se maximizó la coincidencia, 2) Criterios que amenazan la persistencia de las especies a través del tiempo y con los cuales se minimizó la coincidencia y 3) Criterios de forma, los cuales seleccionan sitios que favorezcan un diseño de áreas especificado (por ejemplo áreas compactas, fragmentadas, etc.). Los criterios a maximizar fueron las áreas con vegetación primaria y secundaria arbórea (Inegi 2014), y el índice Mexbio el cuál resume el impacto antropogénico medido a través del cambio en el



uso de suelo, el cambio climático, la fragmentación, entre otros (Conabio 2009). Se emplearon los valores invertidos del índice de modo que valores altos indican poca perturbación. Finalmente se emplearon como criterios a minimizar el tamaño total del área y el número de celdas seleccionadas con el objetivo de tener la mayor representatividad en la menor área posible. Respecto a las metas de conservación, para todas las especies y todas las regiones se generaron dos escenarios, uno donde se conserve al menos el 15% del área de distribución actual de las especies, y otra donde se conserve el 30 %.

La incertidumbre como criterio de priorización

Para analizar el efecto de la incertidumbre se generó una cobertura digital en la que se indica el grado de certeza con la que se proyecta la presencia de al menos una especie de primate en el área de estudio. La cobertura se construyó al multiplicar las coberturas de incertidumbre de cada especie. De esta manera se obtuvo un valor de incertidumbre para cada pixel donde celdas con valores altos representan que hay poca certeza en la estimación de la presencia de las especies.

La cobertura de incertidumbre se empleó como un criterio de priorización y para ello se definieron tres umbrales. La cobertura de incertidumbre tiene valores continuos de varianza para cada pixel, por lo tanto, para definir el valor a partir del cual el MNE se considera incierto, se definieron tres valores umbrales con base en el cálculo de cuartiles. El Q1 incluye los valores de incertidumbre del segundo al cuarto cuartil (75% de los datos) y en términos espaciales es el que representa mayor cobertura del área; Q2 incluye el tercer y cuarto cuartil (50%) y tiene una cobertura intermedia; y Q3 incluye únicamente el cuarto



cuartil (25%) y tiene una cobertura menor. Cada set de datos se usó como un criterio de priorización a minimizar, de manera que el Q1 es un escenario restrictivo que implica reducir la selección de sitios que coincidan con el 75% de los valores de incertidumbre, Q2 es un escenario intermedio, y Q3 es un escenario permisivo dado que únicamente se está restringiendo la selección en el 25% de los valores (valores más altos de incertidumbre).

Sitios prioritarios para la conservación de primates

Se generaron tres escenarios de priorización de sitios para la conservación de primates en México. En el primer escenario (escenario expertos), se emplearon los MNE generados en el capítulo 1 de esta tesis que integran el conocimiento de experto para reducir la incertidumbre. El segundo escenario (escenario sin expertos) se generó empleando los modelos de distribución generados sin el conocimiento de experto y sin ninguna consideración de incertidumbre. El tercer escenario (escenario sin expertos con incertidumbre). se generó empleando los modelos sin conocimiento de experto, pero usando la cobertura de incertidumbre con los tres niveles de restricción (Q1, Q2, Q3).

Resultados

Incertidumbre en los modelos de nicho ecológico de primates

Con base en el método para cuantificación de incertidumbre (Cap. 2), se observa que para todas las especies la incertidumbre es menor en los modelos generados con el conocimiento de experto (Figura 1). *A. palliata* es la especie con la diferencia más grande, pues el valor



de incertidumbre global para los mapas generados sin expertos es más del doble que los mapas generados integrando el conocimiento de los expertos (Figura 1).

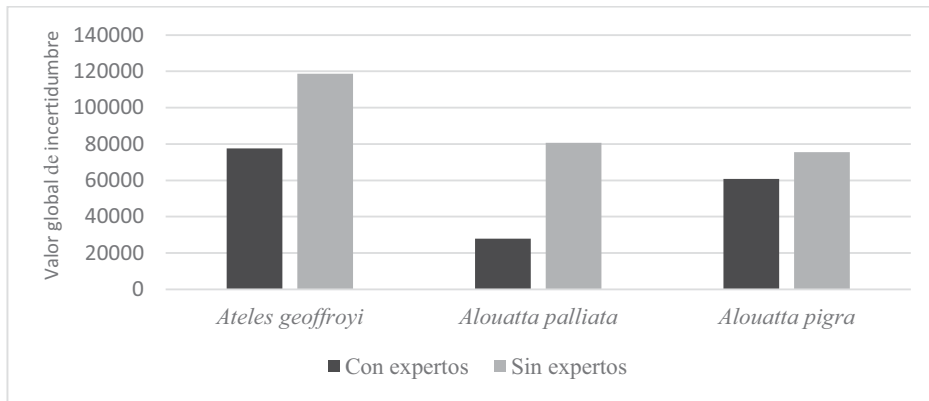


Figura 1. Valor global de incertidumbre para los modelos de nicho ecológico construidos con y sin el conocimiento de expertos

Estas diferencias también son visibles en la cobertura de incertidumbre empleada para la priorización (Figura 2). El área de incertidumbre en la presencia de primates es más grande cuando no se integra el conocimiento de expertos. No obstante, en ambos casos (con y sin expertos), las áreas de mayor incertidumbre se ubican en las cercanías al estado de Tabasco.



Incertidumbre en la presencia de primates cuando se integra el conocimiento de experto

Incertidumbre en la presencia de primates cuando no se integra el conocimiento de experto

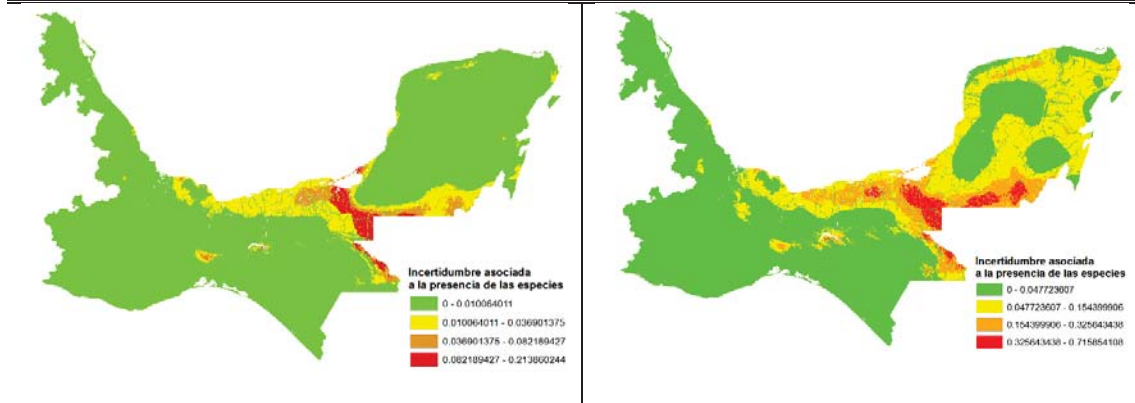


Figura 2. Cobertura de incertidumbre en la presencia de primates. Del lado izquierdo se muestra la incertidumbre estimadas con el conocimiento de experto y del lado derecho la estimación sin el conocimiento de experto. Los valores indican valores de varianza en una escala de 0 a 1 donde 0 es muy cierto y 1 es muy incierto.

Sitios prioritarios para la conservación de los primates en México

En los tres escenarios generados (con expertos, sin expertos y sin expertos con incertidumbre) las metas de conservación se cumplen para las tres especies (Apéndice 1). Sin embargo, el área que se requiere para cubrir la meta es diferente para cada escenario. Para la Meta 15, el escenario con expertos es el que requiere mayor área para cumplir la meta, mientras que el escenario sin expertos con incertidumbre umbral restrictivo (Q1) es la que menor área requiere. Para la meta 30 el escenario que menor área requiere es el que integra el conocimiento de expertos, seguido por el escenario que considera la incertidumbre en un nivel de restricción intermedio (Q2) (Tabla 1).



Tabla 1. Número total de celdas seleccionadas por escenario

	Expertos	Sin expertos	Sin expertos con incertidumbre		
			Q1	Q2	Q3
Meta 15	69565	57129	55458	55471	55518
Meta 30	101988	110920	110972	110970	111018

Comparando el número de celdas seleccionadas en cada escenario y región con respecto a la solución de área mínima (solución que no considera análisis multicriterio y busca cumplir la meta en el menor número de celdas posibles (Ciarleglio et al. 2008)), el escenario sin expertos con incertidumbre es el que requiere un menor porcentaje de celdas adicional a las mínimas necesarias. Esto se cumple para todas las regiones, todas las metas y todos los niveles de restricción de incertidumbre (Q1, Q2, Q3) (Tabla 2). Por otro lado, el escenario con expertos es el que más celdas adicionales requiere.

Tabla 2. Porcentaje de diferencia en el número de celdas seleccionadas con respecto a la solución de área mínima.

		Expertos	Sin expertos	Sin expertos con incertidumbre		
				Q1	Q2	Q3
Meta 15	Oaxaca-Chiapas	41.935	7.923	0.128	0.137	0.293
	Tabasco-Veracruz	24.312	0.125	0.076	0.071	0.147
	Península de Yucatán	46.549	0.371	0.157	0.167	0.324
Meta 30	Oaxaca-Chiapas	24.423	0.054	0.076	0.071	0.071
	Tabasco-Veracruz	4.132	0.125	0.060	0.060	0.051
	Península de Yucatán	1.114	0	0.227	0.228	0.011



Respecto a la configuración espacial, la red de áreas seleccionadas en cada escenario es diferente (Figura 3 y 4). Para la meta 15, la parte norte de la región Oaxaca-Chiapas y la zona este de Tabasco son seleccionadas como prioritarias para los tres escenarios (Figura 3). En la Península de Yucatán se observan grandes diferencias entre los escenarios (Figura 3). En el escenario expertos, la zona centro de la península de Yucatán no se identificó como prioritaria, mientras que el escenario sin expertos sí la identifica como prioritaria. Al integrar la incertidumbre como un criterio de priorización, las áreas seleccionadas se mantienen en el centro de Yucatán y se identifican nuevas zonas en la costa este de la península. Para la Meta 30, el patrón espacial de los sitios seleccionados en la región Tabasco-Veracruz y el norte de Oaxaca-Chiapas es similar para los tres escenarios (Figura 4). Hacia el sur de Oaxaca-Chiapas el escenario sin expertos con incertidumbre selecciona más área que los otros dos escenarios. En la península de Yucatán los tres escenarios identifican sitios en el centro de la península, y ninguno de los escenarios identifica sitios prioritarios en la punta norte de la Península (Figura 4).

Respecto a la conectividad, los tres escenarios de priorización presentan soluciones diferentes en términos del número de clúster generados (Figura 5). Para la meta 15 en la región TV el escenario expertos es el que tiene mayor número de clúster; para PY tanto el escenario expertos y el escenario sin expertos c/incertidumbre-Q2 son los que tienen mayor número de clúster y finalmente para Oaxaca-Chiapas el escenario sin expertos es el que generó mayor número de parches. Para la meta 30 en la región TV el escenario expertos es el que tiene el mayor número de clúster; para la región PY y Oaxaca-Chiapas es el escenario sin expertos el que mayor parches genera. Finalmente el número de parches se



comparó con el tamaño del área seleccionada en cada escenario y se encontró que únicamente para la región de TV hay coincidencia entre el escenario que más área seleccionó y el número de parches generados. Este resultado aplica para ambas metas (15 y 30).



Meta 15

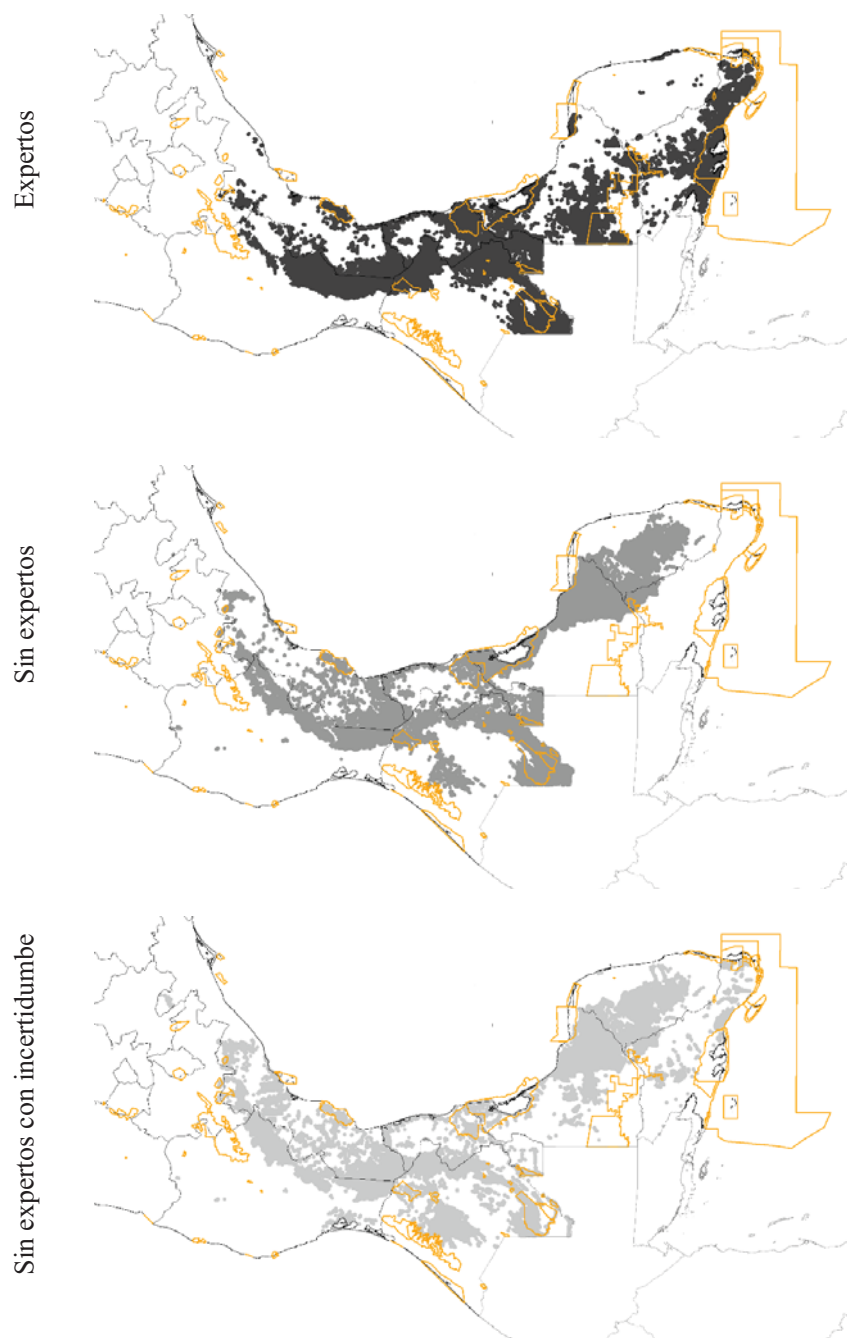


Figura 3. Sitios prioritarios para la conservación de primates meta 15 y bajo tres distintos escenarios: expertos, sin expertos, sin expertos y con incertidumbre. El área en color naranja representa los sitios seleccionados como prioritarios y las líneas rojas representan las áreas protegidas.



Meta 30

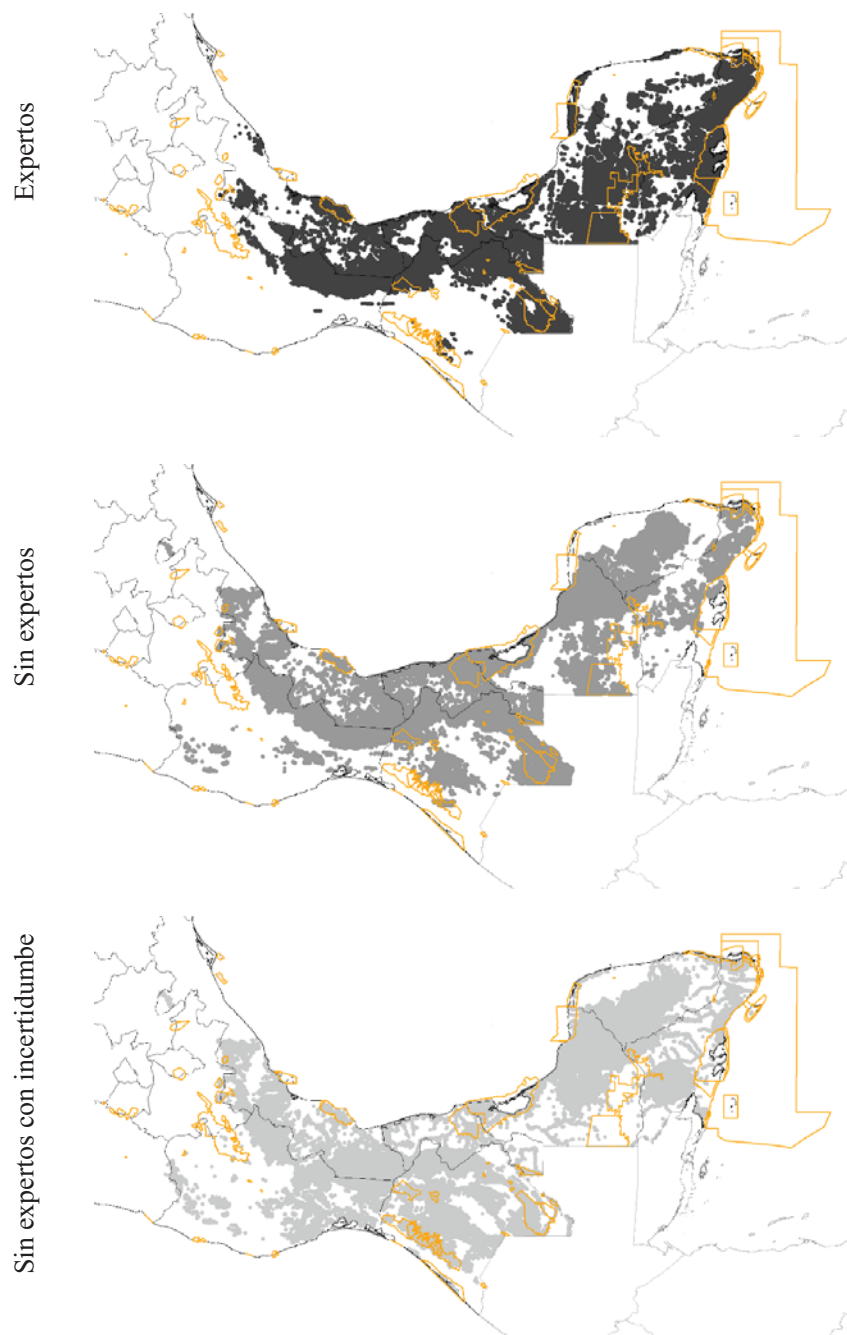


Figura 4. Sitios prioritarios para la conservación de primates meta 30 y bajo tres distintos escenarios: expertos, sin expertos, sin expertos y con incertidumbre. El área en color naranja representa los sitios seleccionados como prioritarios y las líneas rojas representan las áreas protegidas.



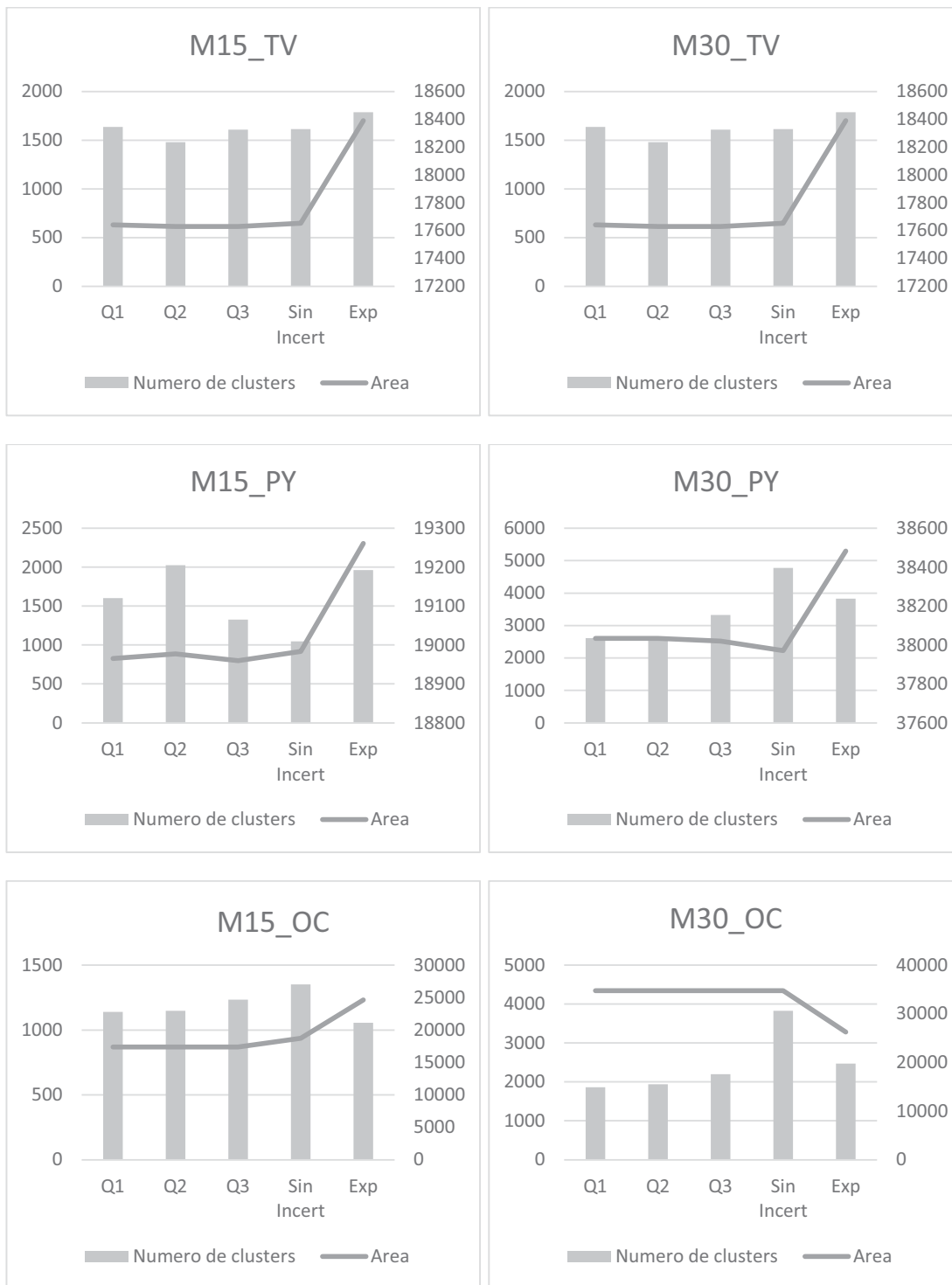


Figura 5. Número de parches y tamaño del área seleccionada en cada región, escenario y meta de conservación.



Coincidencia de los sitios prioritarios con áreas protegidas y vegetación conservada

Se analizó la coincidencia entre los sitios seleccionados como prioritarios para la conservación de los primates y las áreas protegidas (SEMARNAT-CONANP 20017). Nuestros resultados muestran (figura 6a y 6b) que en ningún caso los sitios seleccionados como prioritarios coinciden en una proporción mayor al 30% con las áreas que actualmente se ubican bajo alguna categoría de protección, siendo la coincidencia más baja del 3% en la Península de Yucatán en el escenario generado sin expertos y con incertidumbre. Adicionalmente se observa que para todas las regiones y metas, el escenario expertos es el que identificó una mayor proporción de sitios dentro de áreas protegidas y el escenario expertos sin incertidumbre es el que consistentemente coincide en menor proporción con las áreas protegidas.

Con respecto al estado de conservación de la vegetación en los sitios seleccionados como prioritarios se observa que para todos los escenarios, todas la metas y todas las regiones al menos el 40% de los sitios seleccionados se ubican en áreas con vegetación conservada (primaria y secundaria arbórea) (Figura 6c y 6d). Para la Península de Yucatán la coincidencia entre sitios prioritarios y vegetación conservada es superior al 80% en todos los escenarios y metas. Para la zona Oaxaca-Chiapas la coincidencia es entre el 60 y 98% y para Tabasco-Veracruz para la meta 15 la coincidencia es entre 50 y 90% y para la meta 30 la proporción se ubica entre 42 y 53. Finalmente cabe destacar que ninguno de los



escenarios es consistente entre regiones y metas con la mayor proporción de sitios seleccionados en zonas de vegetación conservada.

Meta 15

Meta 30

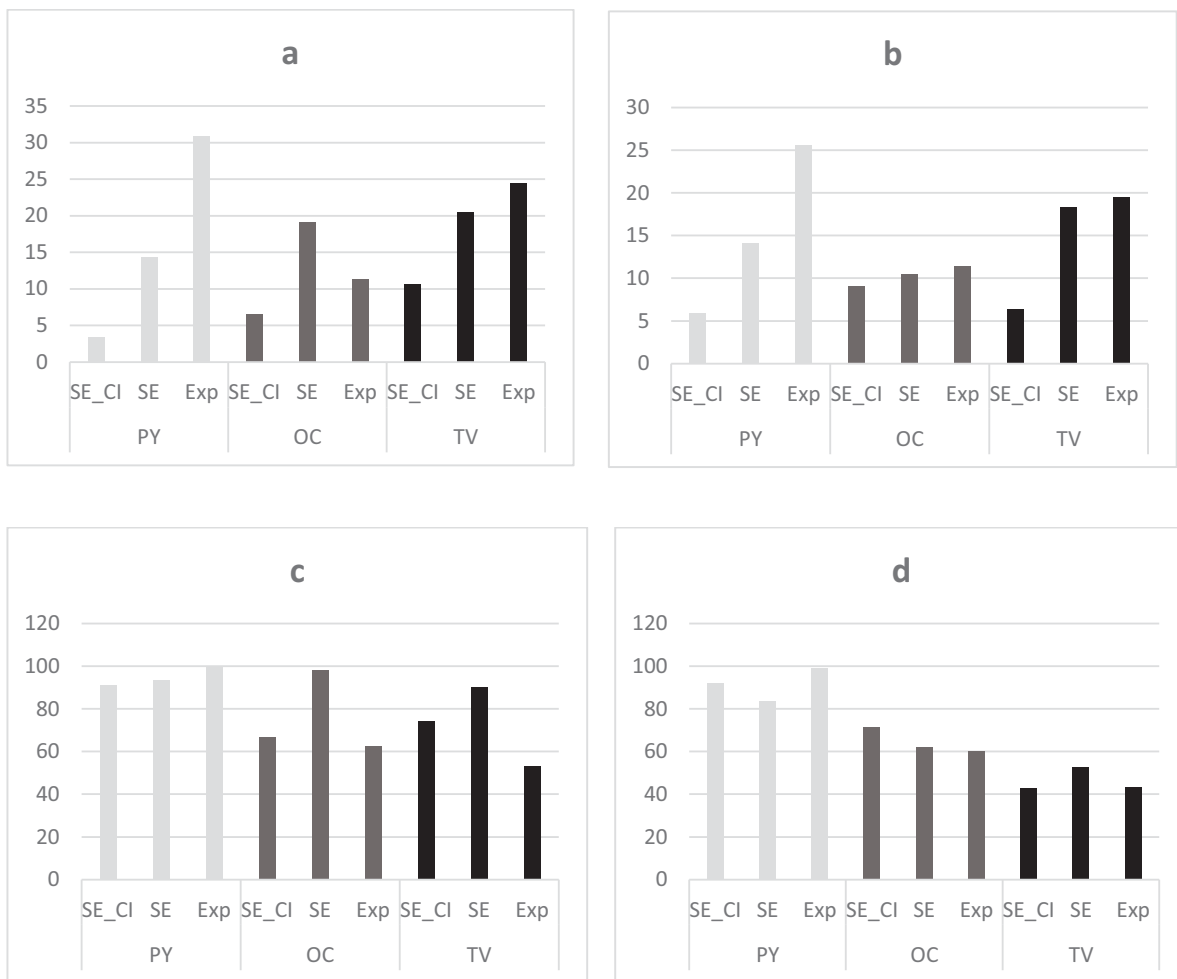


Figura 6. Se muestra en el eje *x* las regiones y los escenarios de priorización. Regiones: PY= Península de Yucatán, OC= Oaxaca y Chiapas y TV= Tabasco y Veracruz. Escenarios: SE_CI= Sin expertos y con incertidumbre, SE= Sin expertos, Exp= Expertos. En el Eje *y* se muestra el porcentaje de sitios que coincide con áreas protegidas (a y b) y vegetación primaria y secundaria arbórea (c y d).



Discusión

En este trabajo se analiza el efecto de la incertidumbre inherente a los modelos de nicho ecológico en la selección de sitios para conservación. La incertidumbre se analizó desde dos enfoques diferentes. El primero consistió en reducir la incertidumbre durante el proceso de modelado y para ello se empleó el conocimiento experto. El segundo consistió en calcular la incertidumbre posterior al modelado, y generar una cobertura de incertidumbre para emplearse en la priorización como un criterio de selección, en el que se busca reducir la coincidencia con sitios muy inciertos. Ambos escenarios fueron contrastados con un escenario en el que no se tiene ninguna consideración de incertidumbre, la práctica más generalizada en los análisis de priorización.

Nuestros resultados muestran que cada una de las formas de considerar la incertidumbre tiene un efecto distinto en la priorización. Por un lado, al integrar una cobertura de incertidumbre como criterio para la priorización se requiere de menor área para alcanzar la meta de conservación de las especies que cualquier otro escenario. Por ejemplo, en la priorización con meta 15, el área requerida para cumplir la meta se redujo en un 20% al emplear la cobertura de incertidumbre en comparación con el escenario expertos. Por el otro lado, al emplear los modelos generados con el conocimiento de experto, en general se requiere mayor área para alcanzar la meta de conservación. Tener en consideración el tamaño del área seleccionada es importante pues la conservación compete con otros usos potenciales de la tierra, los cuales al ser ignorados se puede reducir las posibilidades de implementación (Sarkar et al. 2006). Es por ello que uno de los principios



de la priorización es lograr que se cumplan las metas de conservación en la menor área posible. Sin embargo, es importante tener en consideración las condiciones bajo las cuales se realizaron los análisis, ya que en algunos casos sería mejor tener una solución que podría parecer subóptima en términos del área empleada, pero que el nivel de certeza en los sitios seleccionados sea mayor.

Respecto al patrón espacial se observa que hay zonas en la que la selección de sitios coincide para todos los escenarios y todas las metas analizadas. Los sitios de coincidencia se encuentran al norte de la región Oaxaca-Chiapas y en Tabasco-Veracruz. Estas zonas también coinciden con el análisis de priorización realizado por Tobón y colaboradores en 2012 (Tobon et al. 2012). Estas zonas de coincidencia se ubican en regiones de gran importancia biológica como son los Pantanos de Centla en Tabasco, parte de la sierra norte de Oaxaca, y parte de la Selva Zoque-La Sepultura en Oaxaca y Chiapas, todas ellas regiones terrestres prioritarias (Conabio 2004). Por otro lado, es de resaltar que el patrón espacial obtenido en el escenario expertos meta 15, es coincidente en su mayoría con el análisis de Tobón, aunque el área seleccionada en dicho análisis aparentemente es menor.

Por otro lado, todos los escenarios coinciden en que las mayores diferencias en el patrón espacial se ubican en la Península de Yucatán. Esto se debe a que los MNE generados sin expertos identifican la Península de Yucatán como área para la distribución de las dos especies de monos aulladores (*Alouatta palliata* y *Alouatta pigra*), mientras que los expertos coinciden en que en esa zona se distribuye únicamente *A. pigra*. Por ejemplo, para la meta 15, los sitios seleccionados en la PY son totalmente diferentes entre los



escenarios con y sin expertos. Mientras que en el primer caso las zonas de mayor importancia se ubican hacia la periferia de la península, en segundo caso los sitios prioritarios se ubican en el centro. No obstante, al incluir la incertidumbre como un criterio de priorización, se seleccionan algunos sitios de la periferia que coinciden con los sitios del escenario expertos. Es decir, dado que el cálculo de incertidumbre identificó la PY como zona con incertidumbre media (Fig. 2), al emplearla como criterio de selección permite seleccionar sitios que coinciden con el escenario expertos. Sin embargo, para la meta 30 la diferencia entre las redes de áreas seleccionadas es menor, pues al requerir mayor área para conservación el escenario expertos selecciona sitios del centro de la península y el escenario sin expertos selecciona sitios en la periferia, logrando mayor coincidencia entre los escenarios. Esto sugiere que en tanto menor área se requiera proteger, es más importante ser certeros en la selección de áreas, y ahí es primordial considerar la incertidumbre asociada a cada uno de los insumos que se están empleando para la priorización.

Por otro lado, lograr la conectividad entre áreas es de vital importancia ya que a pesar de que se ha documentado que los monos aulladores son relativamente tolerantes a hábitats perturbados dado que están presentes en parches donde otros primates no persisten (Arroyo-Rodríguez 2010), su capacidad para moverse entre parches de bosque es limitada. Por lo tanto, para analizar si alguno de los escenarios favorece en mayor medida la conectividad, se comparó el número de parches en cada caso, asumiendo que entre menos parches se generen, hay mayor continuidad entre los sitios seleccionados. Nuestros resultados muestran que no hay un escenario que consistentemente genere menor número de parches para todas las regiones. Para la región TV se tiene mayor agregación de sitios



cuando se incluye la incertidumbre como un criterio de priorización, mientras que para la región Oaxaca-Chiapas, esto se logra en el escenario con expertos (Figura 5). Nuevamente las mayores inconsistencias se ubican en la región PY, ya que para la meta 15 la mayor agregación se logra en el escenario sin expertos y para la meta 30 se encuentra en el escenario sin expertos y con incertidumbre. Esto puede deberse a que el grado de degradación en cada una de las regiones es diferente.

Los bosques tropicales, áreas donde se distribuyen los primates, son de los ecosistemas más amenazados a nivel mundial. En México las selvas tropicales del sureste han perdido y degradado cerca de 77% de su cobertura original (Challenger et al. 2009). Es por ello que uno de los principales objetivos al diseñar redes de áreas es reducir los factores que amenazan la persistencia de las especies a largo plazo. Por ello, analizamos el estado de conservación de la vegetación presente en los sitios seleccionados, y encontramos que en todos los escenarios al menos 40% de los sitios seleccionados coinciden con vegetación primaria y secundaria. En general los escenarios de la meta 15 son los que tienen mayor proporción de sitios con vegetación primaria y secundaria, y en tanto aumente la meta, la proporción de sitios con vegetación conservada disminuye. Esto posiblemente se deba a que para metas de conservación pequeñas es posible discernir entre sitios, pero en tanto más área se requiere para cumplir la meta, se necesitan usar más sitios aunque no estén conservados. Para todos los escenarios y metas la mayor proporción de sitios con buen estado de conservación se encontró en la PY y la menor proporción fue en TV. Esto es entendible pues la región de Tabasco y Veracruz son de las zonas donde originalmente se encontraban selvas húmedas que han gravemente impactadas (Sánchez Colón et al. 2009).



Finalmente se analizó la coincidencia de los sitios seleccionados como prioritarios para primates con las áreas protegidas (AP) del país. Se encontró que la coincidencia entre sitios prioritarios y áreas protegidas va del 3 al 30%. El escenario expertos es el que tiene más sitios dentro de AP, y en general se observa que no más del 30% de los sitios identificados como prioritarios se encuentran ya protegidos. Esto sugiere que el sistema de áreas protegidas actual debe ser fortalecido para lograr la conservación *in situ* de los primates en México.

En términos generales el escenario construido sin considerar la incertidumbre no fue menos eficiente que el resto de los escenarios en función de los elementos evaluados. Los sitios seleccionados cuando no se toma en consideración la incertidumbre no fue particularmente más grande en área, no generó mayor número de parches, ni tuvo menor coincidencia con vegetación conservada y áreas protegidas. En este sentido las mayores diferencias se encontraron entre los escenarios generados con el conocimiento de expertos y el uso de una cobertura de incertidumbre como criterio de priorización. No obstante, este escenario (sin incertidumbre) identifica como prioritaria el centro de la península de Yucatán, muy probablemente debido a que los modelos de nicho identifican ahí la distribución de los dos monos aulladores. Sin embargo, de acuerdo a los expertos que participaron en el proceso de modelado (Cap 1) y a diversos autores (Baumgarten y Williamson 2007, Cortés-Ortiz et al. 2005), la zona de contacto de las dos especies no se extiende hasta el centro de la Península de Yucatán. Por lo tanto, esta zona de zona de contacto en el centro de la Península muy probablemente se debe a una sobrepredicción, misma que podría estar determinando la identificación de prioritarios en esta región. Si la



selección de los escenarios se basara en criterios como tamaño del área, número de parches, o alguno de los criterios aquí evaluados, el escenario de priorización que no considera la incertidumbre podría ser elegido, sin embargo se podría estar dirigiendo los esfuerzos en conservar zonas menos relevantes que otras en términos de la representatividad de las especies.

Se sugiere para futuros análisis explorar criterios de selección más específicos para los primates. En este estudio se emplearon coberturas que pueden usarse como indicador de amenazas (por ejem. Mexbio) o factores que favorecen la persistencia (ejem. Vegetación primaria), no obstante, elementos como altura de los árboles, coberturas digitales que indiquen grado de fragmentación, o el uso de distribuciones geográficas de especies vegetales que los primates usan como alimento, podrían ofrecer elementos más específicos para guiar la selección de sitios.

Con base en lo anterior se concluye que es de gran importancia considerar la incertidumbre dentro del proceso de priorización. Al considerar la incertidumbre hay más certeza de que los objetos de conservación pueden encontrar condiciones ambientales viables para su existencia en los sitios seleccionados. Además, el nivel de incertidumbre que estemos dispuestos a aceptar puede variar dependiendo el objetivo específico de cada diseño de áreas y este puede ser definido a través del uso de un umbral como lo plateamos en este análisis. Por otro lado, al emplear la incertidumbre como un criterio de priorización se puede ser más eficiente en el uso de los recursos al lograr la misma representatividad de los objetos de conservación en un área menor. Por otro lado es destacable que el uso de



conocimiento de experto también mostró un buen desempeño ya que si bien el escenario construido por los expertos requiere mayor área para alcanzar la meta, hay mayor certeza de que los sitios tengan alto valor biológico y por ello son más importante para conservación (Moilanen et al. 2006).



Bibliografía

- Baumgarten A, Williamson GB. 2007. The distributions of howling monkeys (*Alouatta pigra* and *A. palliata*) in southeastern Mexico and Central America. *Primates* **48**:310–315.
- Calixto-Pérez, E., Koleff P., T. Urquiza-Haas. 2011. Identificación de sitios prioritarios para el diseño de corredores biológicos en el sureste de México. En: Planeación para la conservación de la biodiversidad terrestre en México: retos en un país megadiverso. Koleff P., y T. Urquiza-Haas (coords). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad–Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, México.
- Ciarleglio M, Wesley Barnes J, Sarkar S. 2009. ConsNet: New software for the selection of conservation area networks with spatial and multi-criteria analyses. *Ecography* **32**:205–209.
- Ciarleglio, M., Sarkar S. y Barnes W. 2008. Consnet manual versión 1.10. University of Texas Austin. USA. 44 Pp.
- Challenger, A., R. Dirzo et al. 2009. Factores de cambio y estado de la biodiversidad, en Capital natural de México, vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio. Conabio, México, pp. 37-73.
- Conabio. 2009. Mapa de impactos antropogénicos a la biodiversidad. Escala 1:1,000,000. México.
- Cortés-Ortiz L, Agostini I, Aguilar LM, Kelaita M, Silva FE, Bicca-Marques JC. 2015. Hybridization in howler monkeys: current understanding and future directions. En M. M. Kowalewski, P. A. Garber, L. Cortes-Ortiz, B. Urbani, and D. Youlatos, editors. *Howler Monkeys: behavior, ecology and conservation*. Springer New York.
- Dias PAD, Alvarado-serrano D, Rangel-negrín A, Canales-espinosa D, Cortés-ortiz L. 2013. Landscape Attributes Affecting the Natural Hybridization of Mexican Howler Monkeys:423–435.
- Estrada A, Mandujano S. 2003. Investigaciones con *Alouatta* y *Ateles* en México. *Neotropical primates* **11**:145–154.
- Fuller T, Munguía M, Mayfield M, Sánchez-Cordero V, Sarkar S. 2006. Incorporating connectivity into conservation planning: A multi-criteria case study from central Mexico. *Biological Conservation* **133**:131–142.
- Grand J, Cummings MP, Rebelo TG, Ricketts TH, Neel MC. 2007. Biased data reduce efficiency and effectiveness of conservation reserve networks. *Ecology letters* **10**:364–74.
- INEGI (ed.). 2009. Conjunto de datos vectoriales de la carta de uso del suelo y vegetación. Escala 1:250,000, serie IV (continuo nacional). Agusalcalientes, México.



- Illoldi-Rangel P, Ciarleglio M, Sheinvar L, Linaje M, Sánchez-Cordero V, Sarkar S. 2012. *Opuntia* in México: Identifying Priority Areas for Conserving Biodiversity in a Multi-Use Landscape. *PLoS ONE* **7(5)**: e36650.
- Hunter D, Heywood V (eds) (2011) *Crop Wild Relatives. A Manual of in situ Conservation*. earthscan, BioversityInternational, Washington, DC
- Mandujano S, Escobedo-Morales L a. 2008. Population viability analysis of howler monkeys (*Alouatta palliata mexicana*) in a highly fragmented landscape in Los Tuxtlas, Mexico. *Tropical Conservation Science* **1**:43–62.
- Margules C, Sarkar S. 2009. Planeación sistemática de la conservación. Universidad Nacional Autónoma de México, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, D.F.
- Margules CR, Pressey RL. 2000. Systematic conservation planning. *Nature* **405**:243–53.
- Meffe, GK & Carroll, CR & Groom, Martha. (2006). *Principles of Conservation Biology*, 3rd Edition. Martha J. Groom, Gary K. Meffe, C. Ronald Carroll. 2006. Sinauer Associates. Sunderland, MA.
- Moilanen A, Wintle BA, Elith J, Burgman M. 2006. Uncertainty analysis for regional-scale reserve selection. *Conservation Biology* **20**:1688–1697.
- Mota-Vargas C, Rojas-Soto OR. 2012. The importance of defining the geographic distribution of species for conservation: The case of the Bearded Wood-Partridge. *Journal for Nature Conservation* **20**:10–17.
- Pressey RL, Cabeza M, Watts ME, Cowling RM, Wilson K a. 2007. Conservation planning in a changing world. *Trends in ecology & evolution* **22**:583–92.
- Rocchini D, Hortal J, Lengyel S, Lobo JM, Jimenez-Valverde a., Ricotta C, Bacaro G, Chiarucci a. 2011. Accounting for uncertainty when mapping species distributions: The need for maps of ignorance. *Progress in Physical Geography* **35**:211–226.
- Rondinini C, Wilson KA, Boitani L, Grantham H, Possingham HP. 2006. Tradeoffs of different types of species occurrence data for use in systematic conservation planning. *Ecology Letters* **9**:1136–1145.
- Sánchez Colón, S., A. Flores Martínez, I.A. Cruz-Leyva y A. Velázquez. 2009. Estado y transformación de los ecosistemas terrestres por causas humanas, en *Capital natural de México*, vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio. Conabio, México, pp. 75-129
- Sarkar S et al. 2006. Biodiversity Conservation Planning Tools: Present Status and Challenges for the Future. *Annual Review of Environment and Resources* **31**:123–159.



- Semarnat-Conanp, (01/11/2017). '182ANP_Geo_ITRF08_Noviembre_2017', edición: 2017. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. Ciudad de México, México.
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. 2012. Programa de Acción para la Conservación de las Especies: Primates, Mono Araña (*Ateles geoffroyi*) y Monos Aulladores (*Alouatta palliata*, *Alouatta pigra*) Patricia Oropeza Hernández y Eduardo Rendón Hernández (Eds.) (1a Ed.) México.
- Tobón, W., T. Urquiza-Haas, G. Ramos-Fernández, E. CalixtoPérez, J. Alarcón, M. Kolb y P. Koleff. 2012. Prioridades para la conservación de los primates en México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad–Asociación Mexicana de Primatología, A.C.–Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, México
- UNEP-WCM, IUCN y NGS. 2018. Protected planet report 2018. UNEP-WCMC, IUCN and NGS: Cambridge UK; Gland, Switzerland; and Washington, D.C., USA
- Urbina-Cardona JN, Flores-Villela O. 2010. Ecological-niche modeling and prioritization of conservation-area networks for Mexican herpetofauna. *Conservation Biology* **24**:1031–1041.
- Visconti P, Pressey RL, Segan DB, Wintle B a. 2010. Conservation planning with dynamic threats: The role of spatial design and priority setting for species' persistence. *Biological Conservation* **143**:756–767. Elsevier Ltd.
- Wiens J a, Stralberg D, Jongsomjit D, Howell C a, Snyder M a. 2009. Niches, models, and climate change: assessing the assumptions and uncertainties. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **106 Suppl**:19729–36.



Discusión General



El uso de modelos de nicho ecológico (MNE) es una herramienta muy empleada para delimitar la distribución geográfica de objetos de conservación (especies, taxones, ecosistemas, etc.) en la priorización de áreas para conservación (Fuller et al 2006). No obstante, los modelos presentan incertidumbres generadas por errores inherentes a los datos de entrada y al proceso de modelación, los cuales frecuentemente son ignorados repercutiendo en la calidad e interpretación de los modelos producidos (Guisan y Thuiller 2005, Wang et. al. 2005). Estas incertidumbres pueden producir sobreestimaciones del área de distribución, lo que en el contexto de la identificación de áreas para conservación podría derivar en proponer áreas poco relevantes para conservación. Por otro lado, si las incertidumbres generan distribuciones subestimadas, puede derivar en proponer áreas más pequeñas de lo que se requiere, cercanas a los sitios más estudiados o dónde se tengan mayores registros de presencia de las especies (Rondinini et al. 2006). Por ello, es importante considerar la incertidumbre inherente a los MNE en la priorización de áreas para conservación.

En esta tesis analicé el efecto que tiene la incertidumbre de los MNE en la priorización de sitios, y lo abordé desde dos vertientes. La primera consistió en reducir las fuentes de incertidumbre desde los datos de entrada y en el proceso de modelado. Esta es una alternativa que ya ha sido planteada con anterioridad (Rocchini et al., 2011). No obstante son muy escasos los casos en que esto se realice empleando el conocimiento de expertos (López-Arévalo et al. 2011). La segunda vertiente explorada fue manejar la incertidumbre posterior al proceso de modelado. Para ello diseñe un método basado en bootstrap paramétrico para calcular la incertidumbre generada por el proceso de inferencia



del nicho ecológico. Finalmente, ambas aproximaciones fueron empleadas en la identificación de sitios para conservación.

Primeramente encontré que el uso del conocimiento de experto es una alternativa eficiente para reducir la incertidumbre presente en los MNE (Cap 1). La participación de los expertos provenientes de la Asociación Mexicana de Primatología redujo la incertidumbre asociada a los registros de ocurrencia de los primates (Cap 1 y 3). En general, al integrar el conocimiento de experto se mejoró el desempeño de los MNE y fue particularmente eficiente para aproximar la distribución potencial de los primates en México a la distribución realizada. Con base en lo anterior, se sugiere que en grupos taxonómicos bien estudiados, o en los que se cuente con grupos de expertos, se integre el conocimiento de experto en un proceso iterativo, transparente y repetible en el que se pueda reducir los posibles sesgos personales (Martin et al. 2011; McBride y Burgman 2012). Adicionalmente, incluir expertos provenientes de distintos tipos de instituciones y crear grupos de trabajo independientes nos permitió tener una doble verificación de la información. Estos procedimientos permiten reducir sesgos personales y aumentar la credibilidad en el método empleado (McBride y Burgman 2012).

Por otro lado, los resultados muestran que un método basado en bootstrap paramétrico puede ser empleado para cuantificar la incertidumbre de los modelos de nicho. Con base en el método aquí presentado, se generan coberturas con valores de incertidumbre expresada como valores de varianza en cada pixel del área de estudio, es decir, tanto sitios de presencia como sitios de ausencia. Algunos estudios ya han planteado calcular la variabilidad entre múltiples aproximaciones al nicho ecológico de las especies y expresarlo



en valores de coeficiente de variación (Wiens 2009) o alguna otra medida de dispersión. No obstante, una fortaleza del método aquí planteado recae en la conceptualización teórica. Emplear un bootstrap paramétrico implica asumir una función de probabilidad especificada, lo cual no había sido explorado antes en el campo del modelado de nichos. Con base en estudios previos (Boucher-Lalonde, Morin, & Currie, 2012, Díaz-Porras 2006, López-García 2007) asumí que el uso de una función de probabilidad normal multivariada puede emplearse para describir la distribución de las especies en el espacio ambiental. Esto permite que la estimación del nicho y con ello el cálculo de la incertidumbre sea con base en la biología de las especies. No obstante, en la literatura reciente se ha cuestionado si el nicho ecológico puede ser descrito vía una normal multivariada (Soberon et al 2018, Dallas et al. 2017). No obstante, para casos en los que se tenga evidencia de que las especies respondan al ambiente de una forma que no puede ser descrita vía una distribución normal, el marco teórico aquí propuesto podría emplearse al generar el bootstrap paramétrico empleando otra función de probabilidad especificada.

Otro resultado destacable del análisis de incertidumbre fue que, cuando se cuantifica la incertidumbre derivada de la inferencia del nicho, hay una parte de incertidumbre que es irreducible. En el análisis del capítulo 2 utilicé especies virtuales para calcular la incertidumbre de modelos de nicho generados con datos con sesgos y datos sin sesgos. Encontré que aun cuando se utiliza todos y cada uno de los sitios donde la especie se distribuye para generar MNE, hay un error asociado de al menos 2%. Si bien esto era de esperarse puesto que se sabe que todo proceso de inferencia genera incertidumbre (Ruiz Maya 2000), nunca había sido analizada antes. Además, refuerza la idea de que considerar



esta fuente de incertidumbre al producir MNE es fundamental. Adicionalmente, observamos que la incertidumbre de inferencia puede potencializarse con sesgos geográficos que son comunes en los registros de presencia de las especies, o con otros factores como la no completitud de los datos, entre otros. Por ello, se sugiere el uso del método aquí desarrollado para cuantificar la incertidumbre generada por el proceso de inferencia del nicho, y obtener un mapa que indique el grado de certeza con el que las zonas fueron proyectadas como presencia o como ausencia en cada pixel del área de estudio. Este mapa de incertidumbre podría ser entonces una herramienta de decisión donde el usuario pueda decidir el nivel de incertidumbre que está dispuesto a aceptar de acuerdo al objetivo específico de su estudio.

En relación al impacto de la incertidumbre de los MNE en la selección de sitios para conservación, encontré que cada una de las formas de considerar la incertidumbre tiene un efecto distinto en la priorización. Por un lado, cuando empleamos la cobertura de incertidumbre como un criterio para la priorización el área que se requiere para alcanzar la meta de conservación de las especies es menor que en cualquier otro escenario. Por el contrario, cuando la incertidumbre se reduce desde la construcción de los modelos, generando modelos de distribución realizada (Cap. 1) y no se usa una cobertura de incertidumbre como criterio de priorización, el área requerida para alcanzar la meta es mayor que cualquier otro escenario. Esto podría estar relacionado con el hecho de que la forma en que una fuente de incertidumbre influya en el producto final dependerá de qué tan sensible es el modelo al parámetro incierto (Jager y King 2004), y por lo tanto distintas fuentes de incertidumbre pueden producir resultados diferentes.



En este contexto, es destacable que el escenario construido sin considerar la incertidumbre no fue menos eficiente que el resto de los escenarios. En el escenario sin incertidumbre no fue notablemente mayor el área requerida para cumplir la meta, no generó mayor número de parches, ni tuvo notablemente menor coincidencia con vegetación conservada y áreas protegidas que el otro escenario. Lo que sí se observa son diferencias en el patrón espacial de los sitios seleccionados puesto que, cuando no se tiene ninguna consideración de incertidumbre, se identifican sitios prioritarios en el centro la península de Yucatán, los cuales no se seleccionan en los otros escenarios. Esto puede deberse a que los MNE construidos sin consideración de incertidumbre (sin conocimiento de expertos) identifican a la Península de Yucatán como áreas ambientalmente viables para las dos especies de monos aulladores. De acuerdo a diversos autores (Baumgarten y Williamson 2007, Cortés-Ortiz et al. 2005) únicamente *Alouatta pigra* tiene distribución en la Península de Yucatán. De esta forma, la sobrepredicción en la distribución de las especies podría estar guiando la identificación de prioritarios en esta región.

Con base en lo anterior, considero fundamental analizar la selección de sitios con base en el conocimiento biológico de las especies y no únicamente en indicadores numéricos. Si la selección de un escenario de priorización de los aquí generados se basara en criterios como tamaño del área, número de parches, etc., el escenario que no considera la incertidumbre podría ser elegido. Sin embargo, se podrían estar dirigiendo los esfuerzos en conservar a zonas menos relevantes que otras en términos de la representatividad de las especies. En este sentido, es preferible una solución que sea aparentemente sub-óptima en términos de tamaño de área o algún otro criterio, pero en las cuales hay mayor certeza de



que los sitios tienen alto valor biológico, que una solución que no es robusta ante posibles errores (Moilanen et al. 2006).

Finalmente es necesario mencionar que el proceso de planeación se realiza en un ambiente cambiante y que por lo tanto hay múltiples fuentes de incertidumbre que pueden impactar la selección de sitios. En esta tesis analicé la incertidumbre asociada a la delimitación de la distribución geográfica de las especies vía MNE. No obstante, otra clase de incertidumbres pueden estar presentes dentro del proceso de priorización (Margules y Sarkar 2009), como por ejemplo, tener un conocimiento limitado de las amenazas a los objetos que estamos intentando conservar, amenazas novedosas que son difíciles de predecir, o factores estocásticos como decisiones tomadas de manera individual por los dueños de la tierra (Pressey 2007). Por ello es fundamental identificar las posibles fuentes de incertidumbre en el proceso de priorización y manejarlas. Considerar la incertidumbre representaría, por ejemplo, tomar decisiones precautorias que eviten subestimar amenazas, alertar de amenazas novedosas, etc.

Finalmente concluyo que si bien es cierto que por sí solas la identificación y protección de áreas no logran conservar la biodiversidad, ellas constituyen el marco en el que se pueden llevar a cabo acciones de protección (Margules y Sarkar 2009). En este sentido, considerar la incertidumbre dentro del proceso de priorización de áreas no únicamente puede ayudar a seleccionar sitios relevantes para la conservación, sino además aumentará la confianza de los tomadores de decisiones hacia el uso de los métodos de planeación y la selección de las áreas identificadas. Por lo tanto, la identificación de áreas es solo el primer paso que lleve a la persistencia de la biodiversidad.



Conclusiones generales



- .∴ incertidumbre inherente a los registros de ocurrencia, mejora en términos generales el desempeño de los modelos y es particularmente importante cuando se busca modelar la distribución realizada de las especies.
- .∴ La incertidumbre asociada a la inferencia del nicho ecológico puede ser calculada empleando bootstrap paramétrico. Esta fuente de incertidumbre es inherente al proceso de modelado y es irreducible, y está presente aun cuando se usen registros de ocurrencia sin ningún tipo de sesgo. Por lo tanto se recomienda el uso del método propuesto en esta tesis para calcular la incertidumbre asociada al MNE en cada pixel del área de estudio, tanto en áreas de presencia como de ausencia. Contar con este mapa de incertidumbre nos permite tomar mejores decisiones respecto a las proyecciones realizadas.
- .∴ Considerar la incertidumbre asociada a los MNE dentro del proceso de priorización de áreas puede ayudar a seleccionar sitios relevantes para la conservación, y además aumentará la confianza de los tomadores de decisiones hacia el uso de los métodos de planeación y la selección de las áreas identificadas. Es fundamental analizar la selección de sitios con base en el conocimiento biológico de las especies y no únicamente en indicadores numéricos, puesto que cada una de las formas de considerar la incertidumbre tendrá un efecto distinto en la priorización. Por lo tanto, será preferible una solución que sea aparentemente sub-óptima en términos de tamaño de área o algún otro criterio, pero en las cuales hay mayor certeza de que los sitios tienen alto valor biológico, que una solución que no es robusta ante posibles errores.



Referencias Bibliográficas Generales

- Araújo MB, New M (2007) Ensemble forecasting of species distributions. *Trends Ecol Evol* 22:42–7.
- Baumgarten A, Williamson GB. 2007. The distributions of howling monkeys (*Alouatta pigra* and *A. palliata*) in southeastern Mexico and Central America. *Primates* 48:310–315.
- Barbet-Massin M, Jiguet F, Helene C, Thuiller W (2012) Selecting pseudo-absences for species distribution models: how, where and how many? *Methods Ecol Evol* 3:327–338.
- Beale CM, Lennon JJ (2012) Incorporating uncertainty in predictive species distribution modelling. *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci* 367:247–58.
- Boucher-Lalonde, V., Morin, A. & Currie, D.J. (2012). How are tree species distributed in climatic space? A simple and general pattern. *Global Ecology and Biogeography*, 21, 1157–1166.
- Calixto-Pérez E, Alarcón J, Gabriel G, et al (2018) Integrating expert knowledge and ecological niche models to estimate Mexican primates ' distribution.
- Ceballos G, Oliva G (eds) (2005) Los mamíferos silvestres de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad y Fondo de Cultura Económica.
- Cortés-Ortiz L, Agostini I, Aguilar LM, Kelaita M, Silva FE, Bicca-Marques JC. 2015. Hybridization in howler monkeys: current understanding and future directions. En M. M. Kowalewski, P. A. Garber, L. Cortes-Ortiz, B. Urbani, and D. Youlatos, editors. *Howler Monkeys: behavior, ecology and conservation*. Springer New York.
- Dallas, T., Decker, R. R., & Hastings, A. (2017). Species are not most abundant in the centre of their geographic range or climatic niche. *Ecology Letters*, 20(12), 1526–1533. doi:10.1111/ele.12860
- Dormann CF, Schymanski SJ, Cabral J, et al (2012) Correlation and process in species distribution models: Bridging a dichotomy. *J Biogeogr* 39:2119–2131. doi: 10.1111/j.1365-2699.2011.02659.x
- Duarte-quirola A, Estrada A (2003) Primates as pets in Mexico City : An assessment of the species involved , source of origin , and general aspects of treatment. *Am J Primatol*



60:53–60.

Estrada A, Garber PA, Rylands AB, et al (2017) Impending extinction crisis of the world 's primates : Why primates matter. *Sci Adv*.

Fielding AH, Bell JF (1997) A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environ Conserv* 24:38–49.

Fuller T, Munguía M, Mayfield M, et al (2006) Incorporating connectivity into conservation planning: A multi-criteria case study from central Mexico. *Biol Conserv* 133:131–142.

Garthwaite PH, Kadane JB, O'Hagan A (2005) Statistical methods for eliciting probability distributions. *J Am Stat Assoc* 100:680–700.

Grand J, Cummings MP, Rebelo TG, et al (2007) Biased data reduce efficiency and effectiveness of conservation reserve networks. *Ecol Lett* 10:364–74.

Groom, M. J., Meffe, G. K., Carroll, C. R., & Meffe, G. K. (2006). *Principles of conservation biology*. Sunderland, Mass: Sinauer Associates.

Guillán, A. (2014). Epistemological Limits to Scientific Prediction: The Problem of Uncertainty. *Open Journal of Philosophy*, 4 (4): 510-517.

Guisan A, Thuiller W (2005) Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecol Lett* 8:993–1009.

Guisan A, Zimmermann NE (2000) Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecol Modell* 135:147–186.

IPCC. (2014). *Cambio climático 2014: Impactos, adaptación y vulnerabilidad. Resumen para responsables de políticas. Contribución del Grupo de trabajo II al Quinto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático*. Field, C.B, V.R. Barros, D.J. Dokken, K.J. Mach, M.D. Mastrandrea, T.E. Bilir, M. Chatterjee, K. L. Ebi, Y. O. Estrada, R. C. Genova, B. Girma, E. S. Kissel, A. N. Levy, S. MacCracken, P. R. Mastrandrea y L. L. White (Eds.). Suiza. 32 pp.

IUCN (2018). *The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2018-1*. <<http://www.iucnredlist.org>>. Consultado el 21 March 2018.



- Jager H.I., A.W. King 2004. Spatial Uncertainty and Ecological Models. *Ecosistem* 7:841-847.
- Kéry M, Schmid H (2004) Monitoring programs need to take into account imperfect species detectability. *Basic Appl Ecol* 5:65–73
- Kunreuther H., S. Gupta, V. Bosetti, R. Cooke, V. Dutt, M. Ha-Duong, H. Held, J. Llanes-Regueiro, A. Patt, E. Shittu y E. Weber. (2014). Integrated risk and uncertainty assessment of climate change Response policies. En: *Climate Change 2014: Mitigation of climate change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Edenhofer, O., R. Pichs-Madruga, Y. Sokona, E. Farahani, S. Kadner, K. Seyboth, A. Adler, I. Baum, S. Brunner, P. Eickemeier, B. Kriemann, J. Savolainen, S. Schlömer, C. von Stechow, T. Zwickel y J.C. Minx (eds.). Cambridge University Press. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. pp. 151-205.
- Lobo JM, Jiménez-Valverde A, Hortal J (2010) The uncertain nature of absences and their importance in species distribution modelling. *Ecography (Cop)* 33:103–114.
- Lomolino MV, Riddle BR, Whittaker RJ, Brown JH (2010) *Biogeography*. Sinauer Associates, Sunderland
- López-Arévalo HF, Gallina S, Landgrave R, Martínez-Meyer E, Muñoz-Villers LE, (2011) Local knowledge and species distribution models' contribution towards mammalian conservation. *Biol Conserv* 144:1451–1463
- Margules C, Sarkar S (2009) *Planeación sistemática de la conservación*. Universidad Nacional Autónoma de México, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, D.F.
- Margules CR, Pressey RL (2000) Systematic conservation planning. *Nature* 405:243–53.
- Martin TG, Burgman MA, Fidler F, et al (2011) Eliciting Expert Knowledge in Conservation Science. 26:29–38.
- Martínez-Meyer E (2005) Climate change and biodiversity: some considerations in forecasting shifts in species' potential distributions. *Biodivers Informatics* 2:42–55
- McBride MF y Burgman MA (2012) What Is Expert Knowledge, How Is Such Knowledge Gathered, and How Do We Use It to Address Questions in Landscape Ecology? In: Perera AH, Drew CA, Johnson CJ (eds) *Expert Knowledge and Its Application in Landscape Ecology*. Springer New York, pp 11–38



- Moilanen A, Wintle BA, Elith J, Burgman M (2006) Uncertainty analysis for regional-scale reserve selection. *Conserv Biol* 20:1688–1697.
- Mota-Vargas C, Rojas-Soto OR (2012) The importance of defining the geographic distribution of species for conservation: The case of the Bearded Wood-Partridge. *J Nat Conserv* 20:10–17.
- Olson D, Dinerstein E, Powell GVN, Wikramanayake E (2002) Conservation biology for the biodiversity crisis. *Conserv Biol* 16:1–3
- Pressey RL, Cabeza M, Watts ME, et al (2007) Conservation planning in a changing world. *Trends Ecol Evol* 22:583–92.
- Qiao H, Soberón J, Peterson AT (2015) No silver bullets in correlative ecological niche modelling: Insights from testing among many potential algorithms for niche estimation. *Methods Ecol Evol* 6:1126–1136.
- Rocchini D, Hortal J, Lengyel S, et al (2011) Accounting for uncertainty when mapping species distributions: The need for maps of ignorance. *Prog Phys Geogr* 35:211–226.
- Rodríguez-Luna E, Solórzano-García B, Shedden A, et al (2009) Taller de conservación, análisis y manejo planificado para los primates mexicanos.
- Rondinini C, Wilson KA, Boitani L, et al (2006) Tradeoffs of different types of species occurrence data for use in systematic conservation planning. *Ecol Lett* 9:1136–1145.
- Said-Infante G., y P. Zárate de Lara 1984. Métodos estadísticos, un enfoque interdisciplinarios. Editorial Trillas, séptima reimpresión. México, Pp. 643.
- Sarkar S, Pressey RL, Faith DP, et al (2006) Biodiversity Conservation Planning Tools: Present Status and Challenges for the Future. *Annu Rev Environ Resour* 31:123–159.
- Semarnat, CONANP (2012) Programa de acción para la conservación de las especies: primates, mono araña (*Ateles geoffroyi*) y monos aulladores (*Alouatta palliata*, *Alouatta pigra*), 1a Ed.
- Semarnat. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2010). Norma Oficial Mexicana NOM-059- SEMARNAT-2010. Diario Oficial de la Federación (DOF), jueves 30 de diciembre de 2010.
- Singh JS (2002) The biodiversity crisis: A multifaceted review. *Curr Sci* 82:638–647



Soberon, J., Townsend Peterson, A., & Osorio-Olvera, L. (2018). A comment on ‘Species are not most abundant in the centre of their geographic range or climatic niche’. *Rethinking Ecology*, 3, 13–18.

Stokland JN, Halvorsen R, Støa B (2011) Species distribution modelling-Effect of design and sample size of pseudo-absence observations. *Ecol Modell* 222:1800–1809.

Visconti P, Pressey RL, Segan DB, Wintle B a. (2010) Conservation planning with dynamic threats: The role of spatial design and priority setting for species’ persistence. *Biol Conserv* 143:756–767. doi: 10.1016/j.biocon.2009.12.018

Wiens J a, Stralberg D, Jongsomjit D, et al (2009) Niches, models, and climate change: assessing the assumptions and uncertainties. *Proc Natl Acad Sci U S A* 106 Suppl:19729–36.



Anexo 1

21 visiones de la cop21

El Acuerdo de París: Retos y áreas de
oportunidad para su implementación
en México



21 VISIONES DE LA COP21

EL ACUERDO DE PARÍS: RETOS
Y ÁREAS DE OPORTUNIDAD
PARA SU IMPLEMENTACIÓN
EN MÉXICO

JOSÉ CLEMENTE RUEDA ABAD
CARLOS GAY GARCÍA
FAUSTO QUINTANA SOLÓRZANO
Coordinadores



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
PROGRAMA DE INVESTIGACIÓN EN CAMBIO CLIMÁTICO

21 VISIONES DE LA COP21

EL ACUERDO DE PARÍS: RETOS
Y ÁREAS DE OPORTUNIDAD
PARA SU IMPLEMENTACIÓN
EN MÉXICO

JOSÉ CLEMENTE RUEDA ABAD
CARLOS GAY GARCÍA
FAUSTO QUINTANA SOLÓRZANO
COORDINADORES



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
PROGRAMA DE INVESTIGACIÓN EN CAMBIO CLIMÁTICO
MÉXICO, 2016

**21 VISIONES DE LA COP21
EL ACUERDO DE PARÍS: RETOS Y ÁREAS DE OPORTUNIDAD PARA SU IMPLEMENTACIÓN EN
MÉXICO**

ISBN: 978-607-02-8439-7

Universidad Nacional Autónoma de México
Programa de Investigación en Cambio Climático

Coordinadores:

José Clemente Rueda Abad
Carlos Gay García
Fausto Quintana Solórzano

Edición:

Liliana López Morales

Formación, diseño editorial y de portada:

Uziel Soriano Flores

México, 2016

CAPÍTULO XXI
EVALUACIÓN DE RIESGO E INCERTIDUMBRE
EN LAS POLÍTICAS PÚBLICAS DE CAMBIO CLIMÁTICO.

EDITH CALIXTO-PÉREZ

Instituto de Biología, UNAM

ÁNGELA P. CUERVO-ROBAYO

Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad

Instituto de Biología, UNAM

MARÍA ZORRILLA

Consultor independiente

LUIS RICARDO FERNÁNDEZ CARRIL

Programa de Investigación en Cambio Climático, UNAM

EDUARDO GARCÍA-FRAPOLLI

Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, UNAM

CAROLINA NERI

Estudiante del Posgrado en Ciencias de la Tierra

BRENDA AVILA

Instituto de Investigaciones en Educación, Universidad Veracruzana.

RESUMEN

El cambio climático es un fenómeno complejo e incierto. Las fuentes de incertidumbre van desde la comprensión del sistema climático y los modelos predictivos, hasta su interacción en el futuro con otros procesos sociales y ambientales. Altos grados de incertidumbre pueden generar estimaciones imprecisas de la magnitud de los cambios y como consecuencia de los posibles impactos, por lo tanto reducir al máximo la incertidumbre es uno de los principales retos. No obstante, en los sistemas complejos siempre

habrá una fracción de incertidumbre irreducible debido a las limitantes en la capacidad humana para predecir y proyectar un fenómeno. Por lo tanto, la política que rodea al cambio climático debe estar preparada para diseñar estrategias de reducción de riesgo en condiciones de incertidumbre. Estas políticas además deben tener en consideración la cultura y el momento social en que vive la población, ya que estos factores van a influir en la percepción del riesgo que se tiene en cada población. En México existen diversos esfuerzos para reducir la incertidumbre en los modelos climáticos y las proyecciones, sin embargo aún existen vacíos de información en diversos sectores. El principio precautorio y el análisis de diferentes escenarios son herramientas que pueden emplearse en el diseño de políticas públicas para manejar la incertidumbre y evitar usar a ésta como una excusa para la inacción.

Palabras clave: Incertidumbre, riesgo, mitigación, toma de decisiones.

INTRODUCCIÓN

El clima es un sistema complejo en el que interactúan diversos factores de los cuales no se tiene aún completo entendimiento, y por lo tanto modelarlo y predecirlo no es una tarea fácil (Conde, 2010). Predecir el clima implica modelar los diversos factores que interactúan en el sistema climático, y también los forzantes que generan variabilidad en las condiciones climáticas esperadas (por ejemplo: eventos naturales como el fenómeno de El Niño oscilación del sur, entre muchos otros). Sin embargo, cuando se requieren hacer proyecciones climáticas a largo plazo, como en el caso del cambio climático, la complejidad para modelar el clima se acrecienta, pues se debe considerar factores adicionales que podrían modificar el comportamiento típico del clima en el futuro (Magaña Rueda, 2004).

La imposibilidad de modelar con exactitud el sistema climático, y de describirlo en la totalidad de los elementos que lo componen genera incertidumbre respecto a la magnitud y como consecuencia a los efectos del cambio climático. Sin embargo la incertidumbre en el contexto del cambio climático también proviene del complejo comportamiento social puesto que la magnitud de los cambios en el clima dependerá del uso que se le dé a los combustibles fósiles, los cambios en el uso del suelo, el crecimiento poblacional, etc. (Conde, 2010). Por lo tanto, las decisiones que se tomen hoy, las acciones sociales y la capacidad de los gobiernos para llegar a acuerdos son factores determinantes, pero también podrían ser fuentes de incertidumbre.

CONCEPTOS CLAVE DE INCERTIDUMBRE Y RIESGO

La incertidumbre es un estado cognitivo de conocimiento incompleto, el cual puede deberse a falta de información o incluso a la propia naturaleza de un suceso (Kunreuther et al., 2014). La falta de información cuando se describe algún fenómeno o suceso puede deberse a información vaga, ambigua, no confiable, o a mediciones imprecisas (Infante-Gil y Zárate, 1984). No obstante, el conocimiento incompleto de un fenómeno también puede generarse cuando el fenómeno varía de manera natural, y se desconocen las fuentes de variación o la periodicidad con la que ocurre la misma. Sin embargo es importante reconocer que la incertidumbre no solo es el resultado de la ignorancia que una mayor investigación podría subsanar, es una limitación epistemológica.

La incertidumbre es inherente al estudio de los sistemas complejos. Mientras que pueden existir

incertidumbres que dependen del avance de la investigación de un fenómeno, es decir que a mayor información menor será el nivel de incertidumbre, también existe un tipo de incertidumbre que cumple una función límite epistemológico a la capacidad de investigar un fenómeno determinado. Esto significa que no se trata de una falta de información en el presente que puede resolverse en el futuro, sino de una limitante epistemológica en la capacidad humana para predecir y proyectar un fenómeno en un tiempo futuro, ya sea de forma parcial o total. De esta manera, aunque exista mayor investigación y literatura científica al respecto, en los fenómenos complejos siempre habrá un nivel de incertidumbre que no se puede evitar. (Mastrandrea et al., 2011; Guillán, 2014; IPCC, 2014).

Cuando se analiza un sistema complejo como el climático, es necesario identificar las diversas fuentes de incertidumbre. Las incertidumbres involucradas en la descripción de cualquier fenómeno pueden interactuar entre sí y generar efectos sinérgicos que las potencialice, o incluso las minimice, impactando las predicciones que se realice del fenómeno (Wiens et al., 2009). Además, la forma en que influyen en el producto final depende de cuán sensible es el modelo al parámetro incierto (Jager y King, 2004). Por ello, es de vital importancia identificar dónde se encuentran las mayores fuentes de incertidumbre y aprender a manejarlas.

La teoría de probabilidad puede emplearse para estimar el grado en el cual, un evento incierto es probable que ocurra. Entre la posibilidad de que un acontecimiento ocurra o no, hay una infinidad de posibilidades que nos hace considerarlo como cierto, probable, dudoso, o imposible según los grados de probabilidad que le asignemos. Sin embargo, el uso de cálculos probabilísticos conlleva sus propias dificultades y limitantes al justificar afirmaciones en un sistema complejo limitado por la incertidumbre epistémica. Por ejemplo, Mario Bunge (2006) argumenta que un problema derivado del uso exagerado de probabilidades en investigaciones científicas es que se asignan probabilidades a priori, esto significa que dependiendo del cálculo de probabilidades, las proposiciones pueden ser descartadas antes de que cualquier prueba empírica haya sido confirmada o refutada. Las limitantes epistemológicas que crean la incertidumbre y aquellas con respecto al uso de probabilidad son muy relevantes para las comunidades científicas al discutir posibles impactos de algún fenómeno, pero es aún más relevante para los tomadores de decisiones cuando se tiene que elegir entre diferentes alternativas.

En los procesos de toma de decisiones cuando los sujetos tienen que elegir entre diferentes alternativas, la incertidumbre y el riesgo se encuentran íntimamente relacionados (Roche Cárcel, 2012), pues encontrarse en una situación de riesgo se debe precisamente a que no sabemos con certeza lo que ocurrirá. El riesgo representa la probabilidad de ocurrencia de una amenaza con impactos negativos (Cardona y Sarmiento, 1989). Dicha probabilidad es estimada con base en factores que determinan un sistema o grupo social, tales como el grado de vulnerabilidad, el nivel de exposición y tipo de amenaza, y cada población expuesta puede ser afectada de diferente manera con la misma amenaza de acuerdo a los niveles de vulnerabilidad que tenga. La probabilidad del riesgo, por lo tanto, le confiere a la población y a las instituciones gestoras un margen de posibilidades de que ocurran o no impactos, y por lo tanto un margen de acción para la toma de decisiones. De esta manera, aunque el grado de incertidumbre en la ciencia del cambio climático es relativamente alto, los hallazgos científicos han sido de mucha influencia para emprender acciones de mitigación del cambio climático, tanto a escala internacional como a nivel nacional (PNUMA-UNFCCC, 2004).

INCERTIDUMBRE EN EL MARCO DEL CAMBIO CLIMÁTICO

Las fuentes de incertidumbre, asociadas al cambio climático, son muy diversas, incluyendo: incertidumbre en los modelos climáticos, las proyecciones de impactos, los costos económicos y en cuanto a las posibles opciones para la política pública que a su vez está asociado con el comportamiento social. Por ello, al realizar investigación sobre cambio climático se debe tener en consideración todas estas fuentes de incertidumbre, puesto que todas pueden tener repercusiones en las estimaciones de la magnitud de cambio, en las proyecciones de impactos y, en consecuencia, en la toma de decisiones. A continuación se describen algunas de ellas.

Incertidumbres en los modelos climáticos y las proyecciones

Uno de los principales retos de los estudios de cambio climático es mejorar la comprensión de los modelos climáticos y la incertidumbre inherente a las proyecciones del clima. Tener la capacidad de comprender mejor estos dos factores es un paso importante hacia la reducción de la ambigüedad y la confusión que a menudo rodean las proyecciones del clima futuro y que han dificultado la comunicación efectiva de los impactos del cambio climático sobre los sistemas naturales (Harris et al., 2014).

Las principales fuentes de incertidumbre para elaborar proyecciones de cambio climático son:

- 1) incertidumbre en las emisiones
- 2) incertidumbre en la variabilidad natural, y
- 3) incertidumbre asociada a los modelos climáticos (Magaña Rueda, 2006; García et al., 2014).

Para reducir la incertidumbre ocasionada por la variabilidad natural, es necesario generar investigación que nos permita conocer mejor el sistema climático, pero también se debe reconocer que toda descripción de un sistema complejo será incierta en sí misma, puesto que contendrá una fracción de incertidumbre irreducible y por lo tanto hay que aprender a manejarla. Como se ha sostenido anteriormente, la incertidumbre en un sistema complejo no sólo es el resultado de la ignorancia que una mayor investigación podría subsanar, es una limitación epistemológica (Mastrandrea et al., 2011; IPCC, 2014; Guillán, 2014).

Respecto a la incertidumbre asociada a los modelos climáticos, la podemos clasificar de acuerdo a su fuente:

- 1) La incertidumbre en los datos de entrada (adecuación o calidad);
- 2) Incertidumbre en cómo se ha modelado el proceso, lo cual está relacionado con los procesos resueltos y los procesos no resueltos (parametrización o datos deshechados como algo sin importancia).

La incertidumbre en el modelado también se puede clasificar según su tipo:

- a) inexactitud (cifras significativas, las barras de error),
- b) falta de fiabilidad (nivel de confianza, la calidad, solidez, el estado de los conocimientos científicos), y

c) ignorancia (no sabemos lo que no sabemos, lo impredecible debido al caos) (Petersen, 2000).

Incertidumbres asociadas a la mitigación de cambio climático

Para mitigar los efectos del cambio climático es fundamental reducir las emisiones de gases efecto invernadero (GEI). Para lograr la reducción de emisiones, el gobierno mexicano ha planteado una serie de acciones entre las que se puede destacar: 1) La mejora en la generación y uso de la energía, 2) Mejoras en el uso y cambio del uso del suelo y 3) Mejoras en prácticas agrícolas y ganaderas (DOF, 2012). Y recientemente, sus Contribuciones Nacionales Previstas y Determinadas (INDC, por sus siglas en inglés) y que fueron la base del proceso de negociaciones del Acuerdo de París. (Gobierno de la República, 2015)

Diversas fuentes de incertidumbre pueden encontrarse asociadas en las acciones para la mitigación de GEI, e impactar las estimaciones de emisiones. En cada una de las acciones para la mitigación se encuentran diversas fuentes de incertidumbre, las más estudiadas son aquellas que impactan los inventarios de emisiones de GEI, sin embargo en México se han ido documentando fuentes de incertidumbre en otras acciones, como por ejemplo el aprovechamiento de energías renovables. Sin pretender ser exhaustivos, en esta sección se mencionan algunas de las fuentes de incertidumbre asociadas a estas acciones. Desconocer las incertidumbres asociadas a cada una de las acciones para la mitigación genera cálculos de reducción de emisiones inciertos, y por lo tanto el impacto de las políticas de mitigación puede no ser el esperado.

Incertidumbre en los inventarios de emisiones

Reducir las emisiones de GEI es una de las principales acciones para hacer frente al cambio climático, por ello, tener inventarios de emisiones confiables que permitan cuantificar las reducciones es esencial. Lograr la estabilización de las concentraciones de GEI en la atmósfera en un lapso de tiempo razonable es fundamental para permitir la adaptación de los sistemas naturales al cambio climático, mantener la seguridad alimentaria, etc. (SEMARNAT-INECC, 2013). Tener estimaciones de emisiones de GEI robustas es el primer paso para lograr una cuantificación de la reducción de emisiones relacionada con las acciones de mitigación. No obstante, en la estimación de emisiones hay diversas fuentes de incertidumbre que pueden impactar las estimaciones.

Para reducir las fuentes de incertidumbre en los inventarios de emisiones, el Panel Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC, por sus siglas en inglés) ha desarrollado manuales metodológicos para el cálculo de emisiones y para el manejo de las incertidumbres. Gobiernos de diversos países, incluido el de México lo han seguido a fin de que los cálculos sean comparables. También se han desarrollado un manual de buenas prácticas como una alternativa para reducir las incertidumbres lo más posible. Un manual de buenas prácticas permite elaborar inventarios transparentes, documentados, coherentes a lo largo del tiempo, comparables, con una evaluación de incertidumbre, etc. (Galbally et al., 2000; Kay et al., 2000). Una de las principales acciones dentro del manual de buenas prácticas se refiere a reconocer las diversas fuentes de incertidumbre.

En términos de inventarios de emisiones, las incertidumbres pueden estar asociadas a los factores usados para el cálculo de emisiones, la vigilancia continua de emisiones, la utilización de factores de emisión obtenidos de fuentes publicadas o de los propios datos de actividad (Galbally et al., 2000; Kay et al., 2000). En el caso de México las incertidumbres en los inventarios de emisiones están asociadas a los factores de emisión elegidos para cada fuente, y a los datos de actividad empleados en las estimaciones.

Si bien en México se siguió el manual de buenas prácticas del IPCC, cuando no se contaba con información nacional se usaban los valores de emisión recomendados por el IPCC (SEMARNAT-INECC, 2013). No obstante, los inventarios de emisiones se actualizan periódicamente con el objetivo de incorporar información actualizada y con ello disminuir las fuentes de incertidumbre (SEMARNAT-INECC, 2013). Según lo publicado en el inventario de emisiones de GEI, para reducir las fuentes de incertidumbre es necesario realizar investigación sobre las actividades agropecuarias generadoras de GEI. Por ejemplo, un estudio que asocie los sistemas de alimentación ganadera con los climas en México, generaría información respecto a los factores de emisión, y evitaría hacer uso de los valores sugeridos por defecto (SEMARNAT-INECC, 2013).

Incertidumbre en el aprovechamiento de energías renovables

El aprovechamiento de fuentes de energía renovables como la solar, eólica, biológica, etc., son una de las principales líneas de acción para mejorar la generación y uso de la energía. Sin embargo, diversas fuentes de incertidumbre pueden documentarse:

- a. Las fuentes de energías renovables son en muchos casos dependientes del clima, y por lo tanto podrían verse afectadas por el cambio climático. La magnitud de estas afectaciones es todavía incierta, puesto que, por ejemplo, mientras la producción de biomasa podría verse afectada por los propios cambios en las condiciones del suelo o en la precipitación resultado de cambios en el clima, el aprovechamiento de generación de energía solar podría verse menos impactado (IPCC, 2011).
- b. La determinación de la velocidad del viento y de la radiación solar son también fuentes de incertidumbre asociadas a las energías renovables y que están directamente vinculadas con el riesgo financiero (IEE, 2013).
- c. El cambio climático es un factor de incertidumbre en sí mismo, puesto que sitios que en la actualidad no son favorables para el desarrollo de un proyecto eólico o solar, pueden volverse favorables con los cambios en el clima (IEE, 2013).
- d. Adicional a todo lo anterior, existen fuentes de incertidumbre asociadas a la construcción, operación producción de energía, aspectos legales y económicos pueden ser incluso fuentes de incertidumbre (IEE, 2013).

Incertidumbre en el comportamiento social

Las incertidumbres relacionadas con las emisiones están íntimamente ligadas con el comportamiento social, puesto que la magnitud de los cambios en el clima dependerá del uso que se le dé a los combustibles fósiles, los cambios en el uso del suelo, el crecimiento poblacional, etc. (Conde, 2010), y por lo tanto el futuro dependerá de las decisiones y acciones que se tomen hoy. La incertidumbre surge por lo tanto de la inseguridad respecto a lo que la gente hará.

El comportamiento social en condiciones de incertidumbre ya ha sido analizado en el seno de la sociología, y se sabe que la incertidumbre genera inseguridad en los sujetos ante un futuro que no se puede anticipar. La inseguridad ante un futuro incierto puede provocar un sentimiento de amenaza y de miedo a la responsabilidad, o incluso de bloqueo personal por no saber cómo seguir el curso de la acción

(Ramos Torre, 2006). En este sentido, las decisiones adoptadas por los tomadores de decisiones son clave puesto que las medidas de mitigación y adaptación se podrían ver afectadas por sus percepciones de riesgo y la incertidumbre, así como su percepción de los costos correspondientes. Además, sus decisiones también pueden estar influidos por las acciones llevadas a cabo por otros (IPCC, 2013).

HERRAMIENTAS Y DECISIONES PARA ANALIZAR Y MANEJAR LA INCERTIDUMBRE

Uno de los principales retos para gestionar el riesgo asociado a los impactos del cambio climático es aprender a manejar las diferentes fuentes de incertidumbre que repercuten en lo que sabemos y en lo que esperamos del cambio climático. Si bien es deseable reducir al máximo las fuentes de incertidumbre, el sistema climático es complejo en sí mismo, por lo que hay un conjunto de incertidumbres que son irreducibles y es necesario aprender a manejarlas.

El principio precautorio y la toma de decisiones robusta

El principio precautorio (PP) es un concepto ampliamente reconocido y utilizado en la política pública con el fin de guiar el desarrollo y la aplicación del derecho en situaciones de amenazas potencialmente graves o irreversibles para la salud o el medio ambiente. Uno de sus principales planteamientos es que a pesar de la incertidumbre que pueda existir sobre los efectos nocivos que determinada actividad pueda tener frente al medio ambiente, se deben tomar las acciones preventivas y correctivas necesarias para reducir riesgos o evitar daños, teniendo en cuenta los posibles costos y beneficios de la acción e inacción (Harremoës et al., 2001).

La Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC) (1992), en su Art. 3 establece que “las partes deberían tomar medidas de precaución para reducir al mínimo las causas del cambio climático y mitigar los efectos adversos. Cuando haya amenaza de daño grave e irreversible, no deberían utilizarse la falta de total certidumbre científica como razón para postergar tales medidas, tomando en cuenta que las políticas y medidas para hacer frente al cambio climático deberían ser eficaces en función de los costos a fin de asegurar beneficios mundiales al menor costo posible”. La base del conocimiento se caracteriza por la incertidumbre, la multicausalidad y el entendimiento imperfecto, por lo que el incremento de la investigación no necesariamente implica una reducción de la incertidumbre (Giampietro, 2003). Esto obliga, por tanto, a considerar la existencia de consecuencias imprevistas y la aplicación extensiva del PP.

La toma de decisiones, tanto en cuestiones de mitigación como de adaptación, debe ser sensible frente a la incertidumbre asociada al cambio climático. Por las características propias de los fenómenos, se necesita cuidar la calidad tanto del proceso de toma de decisiones como de la participación de la ciencia en este proceso. Para ello es necesario manejar la incertidumbre, es decir, asignar valores diferenciados a la información que contiene un grado menor de incertidumbre y explicitar, para cada recomendación, la incertidumbre en la que se basa (van Der Sluijs et al., 2005). Esto permitirá tomar mejores decisiones, hacer más transparente el proceso y mejorar la comprensión y aceptación de las recomendaciones por parte de los diferentes actores. La flexibilidad es la habilidad de cambiar la práctica como respuesta a circunstancias alteradas (Adger et al., 2005), y es también un componente importante en el contexto de adaptación al cambio climático y específicamente a la incertidumbre asociada a él (magnitud, frecuencia, así como también las distintas direcciones en las que puede tornarse este cambio). En este sentido, la robustez en la toma de decisiones y la flexibilidad son componentes que tienen que verse como com-

plementarios, es decir, que frente a la ausencia de robustez la flexibilidad toma un rol más importante y viceversa (Aldunce et al., 2008).

Análisis de diferentes escenarios, ensambles, conocimiento de experto

El comportamiento futuro del clima está íntimamente relacionado con las decisiones que como sociedad asumamos en el presente, ya que al ser el cambio climático un fenómeno global no es directamente imputable a un único individuo, es la sociedad en su conjunto la que debe ejercer acciones (Ramos Torre, 2006). Por lo tanto realizar análisis que consideren diferentes escenarios en los que el comportamiento social difiera, permite considerar diferentes posibles realidades y con base en eso establecer alternativas de políticas públicas.

Otra alternativa para manejar la incertidumbre relativa a las diferentes proyecciones de CC es el ensamble de proyecciones puesto que hay una amplia gama de posibles comportamientos del clima en el futuro. Si bien, la mayoría de las proyecciones de clima coinciden en una tendencia, la magnitud del cambio difiere entre un método para modelar el clima, y otro. Esto se debe a que cuando un modelo no representan adecuadamente las condiciones climáticas de una región dada, conforme el horizonte de tiempo aumenta los escenarios divergen (Beaumont et al., 2008). En el caso en el que varios modelos climáticos representen adecuadamente el clima un paso importante es realizar un ensamble. Los ensambles reducen el sesgo de los modelos individuales y, por lo tanto, retienen solo aquellos en los que el grado de error es menor (Beaumont et al., 2008).

La incertidumbre debe ser incluida en los análisis de riesgo, con el fin de no descartar, de manera injustificada, cualquier conocimiento disponible que pueda ser utilizado en la construcción de escenarios que permitan fortalecer las estrategias de mitigación al cambio climático (Marshall et al. 2000). Debe enfatizarse que, independientemente de las restricciones impuestas por la incertidumbre asociada con los efectos del cambio climático, las acciones y medidas que se tomen para propiciar la adaptación son inherentes al desarrollo. En este sentido, el cambio climático representa una oportunidad para lograr articular diferentes procesos de desarrollo sustentable del país, y para continuar el trabajo pendiente a fin de disminuir su vulnerabilidad e incrementar su resiliencia (SEMARNAT-INECC, 2012).

Ejemplos del manejo de la incertidumbre en México

Desde hace más de 20 años, los estudios de impactos por cambio climático en México han incluido los escenarios publicados por el IPCC (Conde et al., 1994; Magaña et al., 2000). En la medida que el tema ha cobrado importancia, se han desarrollado estudios que parten del diagnóstico de los cambios posibles esperados en la temperatura y la precipitación en diversos sectores sociales, económicos y ambientales (SEMARNAT-INECC, 2012).

A partir del AR4, los escenarios incluyen rangos de incertidumbre y se introdujeron los conceptos de confianza (grado de consenso entre expertos o grupo de modeladores) y de probabilidad (derivada de múltiples experimentos y modelos). En el caso de México se han logrado avances importantes en el desarrollo de escenarios regionales de cambio climático, así como en la incorporación de la incertidumbre (Tejeda-Martínez et al., 2008; SEMARNAT-INECC, 2012; Cavazos et al., 2013; García et al., 2014). Sin embargo, se reconoce que los escenarios tienen una gran incertidumbre a nivel regional, principalmente en cuanto al ciclo hidrológico, debido a las limitaciones en la formulación de procesos a menor escala, claves en el clima de México (SEMARNAT-INECC, 2012).

En el año 2013 varias instituciones mexicanas, coordinadas por el actual Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC), realizaron la “Actualización de Escenarios de Cambio Climático para México como parte de los productos de la Quinta Comunicación Nacional” (Cavazos et al., 2013). Este proyecto tuvo como propósito realizar un análisis sobre las ventajas, limitaciones e incertidumbres de 15 modelos de circulación general (MCG) mediante métricas climáticas a nivel mensual con respecto al periodo histórico de 1961-2000 de la base de datos de la Unidad de Investigación del Clima de la Universidad de Anglia del Este (o CRU, por sus siglas en inglés). Los resultados se combinaron mediante la ponderación que consideraba las incertidumbres de cada modelo, tanto para el periodo histórico como para dos periodos de tiempo futuro: cercano (2015-2039) y lejano (2075-2099), cada uno representado por cuatro escenarios de trayectorias de concentraciones representativas (ó RCP, por sus siglas en inglés) los cuales representan una escala ascendente de escenarios moderados a extremos de cambio climático (RCP4.5, RCP6.0 y RCP8.5). En comparación a los resultados de CMIP3 se lograron mejoras en la representación de la variabilidad climática regional. No obstante, hacia algunas regiones del país existe una subestimación en los valores de la temperatura (Cavazos et al., 2013).

En el sector productivo se considera de forma reducida la incertidumbre de las variables climáticas y el impacto que estas puede tener en estudios socioeconómicos que consideran los potenciales efectos del cambio climático (Burke et al., 2011). Por ejemplo, en el estado de Veracruz se usó un modelo de riesgo que permite identificar el valor del café ante los efectos del cambio climático. Este análisis depende de un sistema probabilístico que integra el tiempo de producción del café, los ingresos de los productores y el conocimiento de los expertos del clima (Gay et al., 2006). Debe enfatizarse que, independientemente de las restricciones impuestas por la incertidumbre asociada con los efectos del cambio climático, las acciones y medidas que se tomen para propiciar la adaptación son inherentes al desarrollo. En este sentido, el cambio climático representa una oportunidad para lograr articular diferentes procesos de desarrollo sustentable del país, y para continuar el trabajo pendiente a fin de disminuir su vulnerabilidad e incrementar su resiliencia (SEMARNAT-INECC, 2012).

PERCEPCIÓN DEL RIESGO E INCERTIDUMBRE

Según Niklas Luhmann (2006) el riesgo no es un objeto, es una percepción sobre la posibilidad de que suceda un evento en el futuro. Es una forma de percepción y comprensión, o lo que él llama un “esquema de contingencia”. Reúne el evento y la pérdida, y por lo tanto permite a las personas en primer lugar identificar algo con la realidad. Sin embargo, debido a que tanto el evento como la pérdida son contingencias temporales en lugar de los hechos, es decir algo que podría ocurrir en el futuro, esta forma de percepción y comprensión hace posible que las personas difieran en la forma de ver e interpretar las cosas (Strydom, 2008).

Se trata de una decisión de actuar al respecto de una situación que no está sucediendo en el presente en una forma tangible y fácilmente perceptible. Así, las predicciones y modelos científicos se traducen en objetos de riesgo como una evaluación y una percepción de un referente incierto e intangible sobre el cual la sociedad debe decidir. De esta manera, las distintas percepciones provocan que no sea posible evaluar el riesgo de una forma unitaria, absoluta e irreductible. Así se puede conformar lo que Beck (1992) denominó una “sociedad de riesgo”. Beck considera que la sociedad de riesgo se caracteriza como aquella que utiliza una racionalidad basada en capacidades cognitivas-preventivas para eliminar un riesgo a través de un consenso universal. A diferencia de Beck, Luhmann considera que las distintas per-

cepciones de un riesgo determinado no tienen como resultado el consenso, sino a un conflicto estructural en la centralidad de la toma de decisiones de la sociedad contemporánea (Strydom, 2012).

Así, como lo apuntaron Giddens (1999) y Beck (1998, 2002), la sociedad se ha vuelto edificadora de su propio nivel de riesgo al encaminar sus prácticas a la creación de situaciones que ponen en peligro su vida, sobre todo las relacionadas al uso de las tecnologías, lo que las hace pasar por alto su condición de vulnerabilidad o habituarse a ella. Lo anterior deriva en que, cada decisión de la población, al no considerar la magnitud de la amenaza y el grado de su propia vulnerabilidad, resulta en la construcción de su propio riesgo (Ávila y González, 2014).

Durante la etapa en que la población se encuentra en riesgo, esto es, antes de la materialización de la amenaza (desastre), pueden darse las condiciones para mejorar su situación, tomar las decisiones correctas que le permitan reducir su vulnerabilidad. Sin embargo, dada la incertidumbre que conlleva el riesgo, generalmente se opta por ignorar las posibilidades de impactos negativos. Una población consciente de su vulnerabilidad y de la amenaza puede asumir tareas encaminadas a la reducción del riesgo (Ávila y González, 2014).

Para conocer la manera en que la población interpreta los eventos climáticos y sus efectos se llevan a cabo estudios sobre representaciones sociales (representación del conocimiento general sobre un objeto que es sustituido por un símbolo en la mente de los sujetos) (Materán, 2008), y sobre la percepción del riesgo (interpretación de la información que cada persona hace con base a contextos, juicios o valores). Los estudios han llegado a demostrar la incompatibilidad entre información y acciones provenientes de alguna institución y la interpretación correcta o aceptación de éstas por parte de la población.

Existen pocos estudios enfocados en las representaciones sociales o en la percepción de riesgos ambientales en México (Liverman y O'Brien, 1991, 1994; Urbina et al., 2000; Perló y González, 2006; Urbina, 2006; Bravo, 2007; Landeros, 2007; Lagunas, 2010; González y Maldonado, 2013). Su importancia no es mínima; ya que, estos deberían guiar la recolección de datos sobre las necesidades locales de información, con base en su propia asimilación y respuesta de los eventos. Ejemplo de ello, ha sido la manera en que se transforma la información científica por parte de la población, de acuerdo a las dimensiones culturales, psicológicas y contextuales, que repercute en los mecanismos preventivos y correctivos de acciones encaminadas a la reducción del riesgo.

Sobre los conocimientos e interpretaciones que tiene la población sobre las amenazas, Urbina (2006) realizó un análisis comparativo entre la población en general y una muestra de personas especializadas. Esta información por lo general ayuda a que los especialistas se percaten de elementos de análisis distintos a los lógicos que la gente usualmente contempla. Los resultados reflejaron cómo la población mexicana considera que los países desarrollados tienen un mayor grado de responsabilidad en las causas del cambio ambiental global que los países no desarrollados. Estas atribuciones muestran una clara tendencia de la evasión que tiende hacer la población sobre la responsabilidad de las causas de los riesgos de los eventos.

CONSIDERACIONES PARA EL DISEÑO Y APLICACIÓN DE POLÍTICAS CLIMÁTICAS EN SITUACIONES DE RIESGO E INCERTIDUMBRE

La política que rodea al cambio climático tiene que tratar con relaciones de incertidumbre con respecto

al fenómeno y con respecto al futuro, en el que estas relaciones son altamente inciertas y muy complejas. Las variables desconocidas del cambio climático y la falta de precedentes de cómo tratar con un fenómeno de dimensión global han complicado mucho la prevención y la mitigación del fenómeno. Las diferentes evaluaciones basadas en las percepciones específicas del riesgo, las ideologías e intereses particulares de las naciones pueden llevar al consenso. Sin embargo, como menciona Luhmann (2006), las percepciones del riesgo llevan a un conflicto estructural. De esta manera, lo que podría considerarse un riesgo común global, lleva a un choque de ideas, de percepciones, de interpretaciones y de responsabilidades respectivas de los gobiernos y de la sociedad en general.

La gestión del riesgo, implica acciones para disminuir la vulnerabilidad y aumentar la resiliencia, esto a partir de políticas públicas de orden económico y político que pueden aplicarse a escala local con base en la creación de capacidades de la población. Éstas se direccionan hacia prácticas de adaptación de la sociedad, por lo que la reducción de la vulnerabilidad proviene de una correcta construcción de capacidades en función de prácticas de adaptación y reducción del riesgo (Ávila y González, 2014). Además, la gestión del riesgo tiene que considerar no sólo los lineamientos programáticos diseñados a nivel nacional, e incluso regional, sino contextualizar las acciones enfocadas a la creación de capacidades de acuerdo a las necesidades y percepciones de determinada comunidad. Conocer cómo las personas conciben las amenazas y cómo perciben el riesgo al que están expuestas, permite anticipar la respuesta ante determinados eventos e, incluso, facilitar la ejecución de medidas (Ávila y González, 2014). Por lo tanto, la gestión del riesgo no depende exclusivamente de la elaboración de estrategias basadas en factores de amenaza y en los sectores críticos de la sociedad.

Cada sociedad posee sus propias características de vulnerabilidad, y a pesar de que un mismo evento impacte con la misma intensidad varias comunidades, cada una presentará respuestas diferentes durante el impacto e, incluso, en la recuperación. Lo anterior parte de la construcción de la realidad particular de cada comunidad, donde las amenazas son categorizadas con diferentes grados de prioridad; esto es debido a que la percepción del riesgo no es algo homogéneo en las sociedades, sino que está regida por la cultura y el momento social en que vive la población.

La población, ante una situación que amenace su integridad física o de su entorno, se asume de determinada manera para responder o no al impacto. Las acciones, generalmente, van hacia la reducción de afectaciones, pero un determinante esencial en una respuesta rápida y efectiva concierne a su relación con fuentes de información, con las experiencias pasadas propias o ajenas, su nivel de resiliencia y a esto se suman, los factores culturales (creencias, ideologías, costumbres, etc.).

Ávila y González (2014), analizaron los últimos eventos extremos en México, sus resultados afirman que la sociedad se percibe como receptora pasiva de información, estrategias, medidas y acciones institucionales que le ofrezcan solución a las consecuencias de los impactos climáticos. Pocas son las acciones enfocadas a anticipar efectos que derivan en pérdidas y daños, pues el hecho de que una amenaza tenga incertidumbre de ocurrencia, que los factores que incrementan la vulnerabilidad se sumen por la inacción y que el riesgo consista en la probabilidad de ser afectado, hace que las instituciones terminen lidiando con un desastre en lugar de dejarlo solamente en una posibilidad; mientras que la sociedad comienza a ver como ganancia los recursos postdesastre más que los beneficios de las acciones preventivas.

Por lo tanto, el manejo de la información para disminuir la incertidumbre debe partir de los distintos escenarios sobre la ocurrencia de un evento, entre más datos se tenga, se facilita la toma de deci-

siones y se delegan menos responsabilidades a terceros o a las instituciones gestoras, esto es, se hace más autónoma a la población.

ACUERDOS NACIONALES E INTERNACIONALES EN CONDICIONES DE INCERTIDUMBRE

No es lo mismo hablar de incertidumbre en materia de cambio climático en 2016, que en 1997, cuando se firmó el protocolo de Kioto. Como lo explican diversos autores (Anderegg et al., 2010; van der Linden et al., 2014), ya se ha construido un consenso científico sobre que el cambio climático está ocurriendo y la intervención humana ha sido un factor determinante del mismo. Esto no es únicamente una conclusión del último reporte del IPCC (2013), sino que ha sido documentado en diversos estudios y comunicados (van der Linden et al., 2014). Sin embargo, la reducción en los disensos científicos no se traduce directamente en consensos globales para la toma de decisiones. En este sentido Tudela (2014) señala, que es paradójico que la construcción de los consensos científicos ha tenido una tendencia distinta a la construcción de los acuerdos globales,

De acuerdo con Tudela:

Las negociaciones multilaterales han venido sufriendo en los últimos años un fuerte desgaste, y aparecen, más que nunca, lastradas por la falta de confianza entre países. Pocos países están dispuestos a actuar en ausencia de un compromiso equitativo por parte de otros” (2014).

Este es un punto crítico, ya que si bien la incertidumbre se ha, aparentemente, reducido en términos científicos, lo cual debería aumentar tanto la confianza en los análisis de riesgo como la acción, sin embargo, hay aspectos sociales e institucionales que se convierten en factores que limitan los alcances de acuerdos globales, entre estos están los temas vinculados a las negociaciones internacionales del clima, como es la construcción de consensos entre países y entre gobiernos y sociedad civil, pero también otros procesos que impactan en el cambio global, como por ejemplo, la pérdida de ecosistemas terrestres por el cambio de uso de suelo y el deterioro de los suelos, procesos en los cuáles la producción de alimentos está jugando un papel fundamental (Tai et al., 2014).

Al respecto, un punto que debe ser más explorado, tanto en México como a nivel internacional, es cómo el cumplimiento de otros acuerdos puede ayudar a fortalecer la política climática y, sobre todo, dar elementos para la mitigación y para la adaptación. Un claro ejemplo de esto es el cumplimiento de los acuerdos generados en la Convención de las Naciones Unidas de Lucha contra la Desertificación en los Países Afectados por Sequía Grave o Desertificación, en particular en África (CNUCLD) y el Convenio sobre Diversidad Biológica (CDB) y sus protocolos. Los objetivos de ambas convenciones y las metas, que han sido fijados para los próximos años, están totalmente vinculadas a las metas de la CMNUCC; por ello, en la medida en la que se puedan cumplir se estará contribuyendo principalmente a la reducción de emisiones por cambio de uso de suelo y degradación. Por otra parte, a la par de la reducción de las incertidumbres, en términos de la responsabilidad humana frente al cambio climático, la evidencia a dejado cada vez más clara la necesidad de actuar en reducir las condiciones de vulnerabilidad de la sociedad, de los ecosistemas y de los sistemas productivos, lo cual abre la puerta a la generación de sinergias entre otras agendas globales como son la salud, el derecho al agua, los derechos humanos, la seguridad alimentaria y la equidad de género entre otros aspectos. (IPCC, 2014). Estas sinergias quedan claras en los 17 Objetivos de Desarrollo Sostenible y la Agenda Post 2015 de la Organización de las Naciones Unidas (ONU, 2015).

A nivel nacional, el desarrollo de políticas públicas para el cambio climático se fundamenta en la existencia de un marco legal consolidado a nivel nacional a través de la Ley General de Cambio Climático (LGCC) (DOF, 2012) es en sí mismo un avance en la reducción de la incertidumbre desde la perspectiva política e institucional, existe ya un mandato ordenador que contempla acciones a largo plazo, no sólo orientadas al cumplimiento de los compromisos internacionales, sino con base en las condiciones nacionales. De acuerdo con el artículo 31 de la LGCC, la política nacional de mitigación tiene que incluir un diagnóstico, planificación, medición, monitoreo, reporte, verificación y evaluación de las emisiones nacionales, además establece que “para el logro gradual de metas de reducción de emisiones específicas, por sectores y actividades tomando como referencia los escenarios de línea base y líneas de base por sector que se establezcan en los instrumentos previstos por la presente ley, y considerando los tratados internacionales suscritos por el Estado Mexicano en materia de cambio climático” (DOF, 2012). Por otra parte, el artículo 32 establece entre otras cosas que la política nacional se guiará por el principio de gradualidad, además de promover el fortalecimiento de capacidades nacionales.

En estos artículos están contenidos los principales retos que supone contar con las bases científicas que permitan reducir la incertidumbre en la toma de decisiones: la información científica sólida y validada, y el fortalecimiento de capacidades y que deben servir de base para la implementación del Acuerdo de París. Además, la Estrategia Nacional de Cambio Climático (ENCC Visión 10-20-40) (DOF, 2013) y el Programa Especial del Cambio Climático 2014-2018 (PECC 2014-2018) (DOF, 2014) contienen un marco de acción nacional (ENCC) y federal (PECC) para la toma de decisiones, y los Programas Estatales de Cambio Climático por su parte, y en el ámbito de sus competencias establecen los compromisos en las entidades federativas. Hay que destacar que si bien se cuenta con un Inventario Nacional de Emisiones de Gases de efecto invernadero a partir del cual se analizan las condiciones y los avances de México en la materia, y a pesar de haber metodología estandarizadas para el desarrollo de inventarios estatales (INECC, 2015) hay que hacer un gran esfuerzo nacional por fortalecer no sólo los inventarios en los sectores y las entidades federativas, sino las capacidades para que el tema de la mitigación sea internalizado en el desarrollo de las políticas sectoriales y estatales más allá de los compromisos internacionales.

CONCLUSIONES

Para recapitular hay tres temas que es importante resaltar: la incertidumbre como una condición con la que se tiene que trabajar; la necesidad de generar y comunicar información sólida para la toma de decisiones en todos los niveles, y la importancia de generar un marco de políticas públicas que identifique los procesos y las condiciones en las que se puede incidir para reducir los riesgos a pesar de la incertidumbre, a continuación se desarrolla cada uno de ellos.

- Trabajar con la incertidumbre: la imposibilidad de modelar con exactitud no sólo el sistema climático, sino sus interacciones con otros procesos sociales y ambientales, es uno de los principales retos no sólo de la investigación, sino también de la sensibilización y acción frente al cambio climático. En este sentido, la magnitud de los impactos esperados (bajo diferentes escenarios) llevan a la urgencia de actuar, tanto en el campo de la investigación como en el de las políticas públicas.
- La necesidad de información: es necesario identificar y cuantificar en medida de lo posible las diversas fuentes de incertidumbre para priorizar esfuerzos respecto a las necesidades de investi-

gación que permitan cubrir los vacíos de información, o mejorar la calidad de la misma. Si bien, existen avances importantes para aumentar la confianza en los escenarios de cambio climático, y, que ya, se han desarrollado métodos para disminuir la incertidumbre asociada a estas predicciones, es necesario que los análisis en los que se busca predecir los efectos del cambio climático incorporen elementos que podrían generar una amplia variación en la respuesta, con el propósito de informar sobre la incertidumbre.

- Es también importante reconocer que, a nivel global y nacional, existen ya los instrumentos necesarios para dar sustento a las políticas y acciones frente al cambio climático. El principio precautorio, que está contenido en el Acuerdo de París, constituye una herramienta fundamental para la acción, pero también hay metodologías de modelación tanto del clima, como de los aspectos económicos y de las medidas que permitan una mejor toma de decisiones.

Finalmente, hay que mencionar que tanto la información, como la elaboración, implementación y la evaluación de las políticas públicas tienen que ser comunicadas a la sociedad, y esto requiere de una estrategia de sensibilización que pueda llegar a diferentes sectores de la población, el espíritu de esta acción debe basarse en la hipótesis de que el conocimiento y la información accesible son detonantes para una mayor compromiso y participación social.

FUENTES DE CONSULTA

- Adger, W. N., N. W. Arnell y E. L. Tompkins. (2005). *Successful adaptation to climate change across scales*. *Global environmental change*, 15 (2): 77-86.
- Aldunce, P., C. Neri y P. Debels. (2008). Aplicación del índice de utilidad de prácticas de adaptación en la evaluación de dos casos de estudio en América Latina. En: *Hacia la evaluación de prácticas de adaptación ante la variabilidad y el cambio climático*. Aldunce, P., C. Neri y C. Szlafsztein (Eds.). Nucleus of Environment Sciences, Federal University of Pará, Brasil, p. 87-105.
- Anderegg, W. R., J. W. Prall, J. Harold y S. H. Schneider. (2010). Expert credibility in climate change. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107 (27): 12107-12109.
- Ángeles, M. y A. E. Gámez. (2000). Eventos extremos, cambio climático y vulnerabilidad en México y Baja California Sur. En: *México frente al cambio climático. Retos y oportunidades*. Colección el mundo Actual: situación y alternativas. Delgado, G. C., C. Gay, M. Imaz y M. A. Martínez (coords). UNAM, Centro de Ciencias de la Atmósfera, Centro de Investigaciones Interdisciplinarias en Ciencias y Humanidades, Programa de Investigación en Cambio Climático y Programa Universitario de Medio Ambiente. México, D. F., p. 35-49.
- Ávila, B. y E. González. (2014). Percepción social de los eventos climáticos extremos: una revisión teórica enfocada en la reducción del riesgo. *Trayectorias, revista de ciencias sociales de la Universidad Autónoma de Nuevo León*, 16 (39): 36-58.
- Beaumont, L. J., L. Hughes y A. J. Pitman. (2008). Why is the choice of future climate scenarios for species distribution modelling important? *Ecology Letters*, 11: 1135-1146.
- Beck, U. (1992). *Risk society: towards a new modernity*. Sage publications. London. 268 pp.
- Beck, U. (1998). *La sociedad del riesgo, hacia una nueva modernidad*. Paidós. Barcelona. 304 pp.
- Beck, U. (2002). *La sociedad del riesgo global. Siglo XXI de España*. Madrid. 290 pp.

- Bravo, F. M. (2007). Recursos de afrontamiento ante riesgos ambientales. Tesis de Licenciatura de Psicología. Facultad de Psicología. UNAM. México, D. F. 71 pp.
- Bunge, M. (2006). *Chasing reality: strife over realism*. University of Toronto Press, Toronto. 342pp.
- Burke, M., J. Dykema, D. Lobell, E. Miguel y S. Satyanath. (2011). Incorporating climate uncertainty into estimates of climate change impacts, with applications to US and African agriculture. Working Paper 17092. National Bureau of Economic Research (NBER), Cambridge, Massachusetts, p. 1-28.
- Cardona O. D. y J. P. Sarmiento. (1989). Análisis de vulnerabilidad y evaluación del riesgo para la salud de una población expuesta a desastres. Cruz roja colombiana. Bogotá. 68 pp.
- Cavazos, T., J. A. Salinas, B. Martínez, G. Colorado, P. de Grau, R. Prieto González, A. C. Conde Álvarez, A. Quintanar Isaías, J. S. Santana Sepúlveda, R. Romero Centeno, M. E. Maya Magaña, J. G. Rosario de La Cruz, Ma. del R. Ayala Enríquez, H. Carrillo Tlazazanatz, O. Santiesteban y M. E. Bravo. (2013). Actualización de escenarios de cambio climático para México como parte de los productos de la Quinta Comunicación Nacional. Informe Final del Proyecto al INECC. 150 pp. Disponible en: <http://escenarios.inecc.gob.mx/index2.html>
- Conde C., O. Sánchez y C. Gay García. (1994). Escenarios básicos y regionales. Estudios de país: México. En: México ante el cambio climático. Memorias. Primer taller de estudio de país México. Gay García C., L. G. Ruiz Suárez, M. Imaz, A. C. Conde y O. Sánchez (eds.). Cuernavaca, México, p. 39-43.
- Conde, C. (2010). El cambio climático. De lo inequívoco a lo incierto. En: México frente al cambio climático. Retos y oportunidades. Colección el mundo actual: situación y alternativas. Delgado, G. C., C. Gay, M. Imaz y M. A. Martínez (cords). UNAM, Centro de Ciencias de la Atmósfera, Centro de Investigaciones Interdisciplinarias en Ciencias y Humanidades, Programa de Investigación en Cambio Climático y Programa Universitario de Medio Ambiente. México, D. F., p. 17-33.
- Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático [CMNUCC]. (1992). Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático; Naciones Unidas, Nueva York, 1992. Recuperado de: https://unfccc.int/files/essential_background/background_publications_htmlpdf/application/pdf/convsp.pdf. [Consulta: 15 de abril de 2016].
- Diario Oficial de la Federación (DOF). (2012). Ley General de Cambio Climático. Publicada en el Diario Oficial de la Federación el 6 de junio de 2012. Disponible en: http://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5249899&fecha=06/06/2012
- DOF. (2013). Estrategia Nacional de Cambio Climático Visión 10-20-40. Disponible en: http://www.semarnat.gob.mx/archivosanteriores/informacionambiental/Documents/06_otras/ENCC.pdf
- DOF. (2014). Programa Especial de Cambio Climático 2014-2018. Publicado en el Diario Oficial de la Federación el 28 de abril de 2014. Disponible en: http://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5342492&fecha=28/04/2014
- Galarza, E. y M. V. Hesse. 2011. Costos y beneficios de la adaptación al cambio climático en América Latina. Cooperación Alemana al Desarrollo (GIZ). Lima. 74 pp.
- Galbally, I., N. Paciornik y M. Tichy. (2000). Annex 1: Conceptual basis for uncertainty analysis. En: Good practice guidance and uncertainty management in national greenhouse gas inventories. Intergovernmental panel on climate change (IPCC). Montreal, p. 6.1-34.
- García, A., M. A. Ortega-Huerta y E. Martínez-Meyer. (2014). Potential distributional changes and conservation priorities of endemic amphibians in western Mexico as a result of climate change. *Environmental Conservation*, 41: 1–12.
- Gay, C., F. Estrada, C. Conde, H. Eakin y L. Villers. (2006). Potential impacts of climate change on agricultura: a case of study of coffee production in Veracruz, México. *Climate change*, 79 (3):259-288.
- Giampietro, M. (2003). *Multi-scale integrated analysis of agroecosystems*. CRC press: Boca Raton. Florida. 472 pp.

- Giddens, A. (1999). Risk and responsibility. *The Modern Law Review*, 62: 1-10.
- Gobierno de la República (2015). México, Contribuciones previstas y determinadas a nivel nacional, Gobierno de la República, SEMARNAT, México
- González, E. y A. M. Maldonado. (2013). Los jóvenes universitarios y el cambio climático. Un estudio de representaciones sociales. Universidad Veracruzana. 266 pp.
- Guillán, A. (2014). Epistemological Limits to Scientific Prediction: The Problem of Uncertainty. *Open Journal of Philosophy*, 4 (4): 510-517.
- Harremoës, P., D. Gee, M. MacGarvin, A. Stirling, J. Keys, B. Wynne y S. G. Vaz. (2001). Late lessons from early warnings: the precautionary principle 1896–2000. European Environmental Agency. Copenhagen. 210 pp.
- Harris, R. M. B, M. R. Grose, G. Lee, G., N. L. Bindoff, L. L. Porfirio y P. Fox-Hughes. (2014). Climate projection for ecologist. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change*, 5 (5): 621-637.
- Infante-Gil, S. y G. P. Zárate-de Lara. (1984). Métodos estadísticos. Un enfoque interdisciplinario. Trillas. México. 643 pp.
- Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC). (2015). Inventario nacional de emisiones GEI, sectores, interés Nacional. **Cambio climático y desarrollo bajo en carbono. Disponible en:** http://www.inecc.gob.mx/descargas/cclimatico/2015_inv_nal_emis_gei.pdf
- Intelligent Energy Europe Programme [IEE]. (2013). Commission implementing decision of 13.12.2012 establishing the 2013 work Programme for implementation of the 'Intelligent Energy-Europe II' programme. Disponible en: http://ec.europa.eu/cip/files/cip/docs/iee-work-programme-2013_en.pdf
- Intergovernmental panel on climate change [IPCC]. (2011). Special report on renewable energy sources and climate change mitigation. Prepared by Working Group III of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Edenhofer, O., R. Pichs-Madruga, Y. Sokona, K. Seyboth, P. Matschoss, S. Kadner, T. Zwickel, P. Eickemeier, G. Hansen, S. Schlömer y C. von Stechow (eds). Cambridge University Press. New York. 1075 pp.
- IPCC. (2013). Summary for policymakers. In: *Climate change 2013: The physical science basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Stocker, T. F., D. Qin, G. K. Plattner, M. Tignor, S. K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex y P.M. Midgley (eds.). Cambridge University Press. New York. 1535 pp.
- IPCC. (2014). Cambio climático 2014: Impactos, adaptación y vulnerabilidad. Resumen para responsables de políticas. Contribución del Grupo de trabajo II al Quinto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático. Field, C. B., V. R. Barros, D. J. Dokken, K. J. Mach, M. D. Mastrandrea, T. E. Bilir, M. Chatterjee, K. L. Ebi, Y. O. Estrada, R. C. Genova, B. Girma, E. S. Kissel, A. N. Levy, S. MacCracken, P. R. Mastrandrea y L. L. White (Eds.). Suiza. 32 pp.
- Jager, H. I. y A. W. King. (2004). Spatial uncertainty and ecological models. *Ecosystems*, 7 (8): 841-847.
- Kay, A., S. Eggleston y T. Pullus. (2000). Quantifying uncertainties in practice. En: *Good practice guidance and uncertainty management in national greenhouse gas inventories*. Intergovernmental panel on climate change. Montreal, p. 6.1-34.
- Kunreuther H., S. Gupta, V. Bosetti, R. Cooke, V. Dutt, M. Ha-Duong, H. Held, J. Llanes-Regueiro, A. Patt, E. Shittu y E. Weber. (2014). Integrated risk and uncertainty assessment of climate change Response policies. En: *Climate Change 2014: Mitigation of climate change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Edenhofer, O., R. Pichs-Madruga, Y. Sokona, E. Farahani, S. Kadner, K. Seyboth, A. Adler, I. Baum, S. Brunner, P. Eickemeier, B. Kriemann, J. Savolainen, S. Schlömer, C. von Stechow, T. Zwickel y J.C. Minx (eds.). Cambridge University Press. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA., p. 151-205.

- Lagunas, P. N. (2010). Actitud y conocimiento ambiental en torno al cambio climático. Tesis de Licenciatura de Psicología. Facultad de Psicología. Universidad Nacional Autónoma de México. México D. F. 204 pp.
- Landeros, M. K. (2007). Actitudes ante las causas y consecuencias del cambio ambiental global según las diferencias individuales. Tesis de Licenciatura de Psicología. Facultad de Psicología. Universidad Nacional Autónoma de México. México D. F. 93 pp.
- Liverman, D. M. y K. L. O'Brien. (1991). Global warming and climate change in México. *Global Environmental Change*, 1 (4): 351–363.
- Liverman, D. M. y K. L. O'Brien. (1994). The Perception and Management of Global Environmental Risks in México. En: *Learning to manage Global environmental risk. Social Learning group.* (Vol. 1). MIT Press. Massachusetts, p. 213-234.
- Luhmann, Niklas. (2006) *Sociología del Riesgo*, Universidad Iberoamericana, Colección Teoría Social, México
- Magaña Rueda, V. O. (2004). El cambio climático global: comprender el problema. En: *Cambio climático: una visión desde México.* Martínez, J. y A. Fernández Bremaunts (comp). Instituto Nacional de Ecología (INE)–Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). México, D. F. 525 pp.
- Magaña Rueda, V. O. (2006). El cambio climático global, ¿qué significa? En: *Más allá del cambio climático. Las dimensiones psicosociales del cambio ambiental global.* Urbina Soria, J. y J. Martínez Fernández (comp.). Instituto Nacional de Ecología (INE)–Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). México, D. F., p. 79-87.
- Magaña, V., C. Conde, O. Sánchez y C. Gay, (2000). Assessment of current and future regional climate scenarios for México. *Climate Research*, 9: 107-114.
- Marshall, S. J., L. Tarasov, G. K.C Clarke y W. R. Peltier. (2000). Glaciological reconstruction of the Laurentide Ice Sheet: physical processes and modelling challenges. *Canadian Journal of Earth Sciences*, 37 (5): 769-793.
- Mastrandrea, M. D., K. J. Mach, G. K. Plattner, O. Edenhofer, T. F. Stocker, C. B. Field, K. L. Ebi y P. R. Matschoss. (2011). The IPCC AR5 guidance note on consistent treatment of uncertainties: a common approach across the working groups. *Climatic change*, 108: 675-691.
- Materán, A. (2008). Las representaciones sociales: un referente teórico para la investigación educativa. *Geoenseñanza*, 13 (2): 243-248.
- Organización de las Naciones Unidas [ONU]. (2015). *Hacia una nueva agenda de desarrollo sostenible.* Disponible en: <http://www.un.org/sustainabledevelopment/es/mdgs/>.
- Perló, M. y E. González. (2006). Del agua amenazante al agua amenazada. Cambios en las representaciones sociales de los problemas del agua en el Valle de México. En: *Más allá del cambio climático. Las dimensiones psicosociales del cambio ambiental global.* Urbina Soria, J. y J. Martínez Fernández (comp.). Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) – Instituto Nacional de Ecología (INE)–Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM). México D. F., p. 47-64.
- Petersen, A. C. (2000). Philosophy of Climate Science. *Bulletin American Meteorological Society*, 81: 265–271.
- Programa de Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente [PNUMA] – Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático (UNFCCC). (2004). *Cambio Climático. Carpeta de Información.* Suiza. 65 pp.
- Ramos Torre, R. (2006). La deriva hacia la incertidumbre de la sociedad del riesgo. En: *I Jornadas sobre gestión de crisis.* Universidad de Coruña, p. 27-43.
- Roche Cárcel, J. A. (2012). Tiempo líquido y cultura de la incertidumbre. *International review of sociology*, 22: 137-162.
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT)–Centro de Educación y Capacitación para el Desarrollo

- Sustentable (CECADESU). (2009). Guía para elaborar programas estatales de educación ambiental, comunicación educativa y capacitación para la sustentabilidad en condiciones de cambio climático. México, D. F. 143 pp.
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT)–Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC). (2013). Inventario Nacional de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero 1990-2010. Secretaría de Energía (SENER). México, D. F. 384 pp.
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT)–Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC). (2012). México Quinta Comunicación nacional ante la convención marco de las Naciones Unidas sobre el cambio climático. Primera edición. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México, D. F. 399 pp.
- Strydom, P. (2008). Risk communication: World creation through collective learning under complex contingent conditions. *Journal of Risk Research*, 11: 1-2, 5-22.
- Strydom, P. (2012). Modernity and cosmopolitanism. From a critical social theory perspective. En: *Routledge handbook of cosmopolitanism studies*. Gerard Delanty (ed.). Routledge. New York. p 25-37.
- Tai, A. P., M. V. Martin y C. L. Heald. (2014). Threat to future global food security from climate change and ozone air pollution. *Nature Climate Change*, 4: 817-821.
- Tejeda-Martínez, A., C. Conde-Álvarez e I. Vlancia-Trevizo. (2008). Climate change scenarios of extreme temperatures and atmospheric humidity for Mexico. *Atmósfera*, 21: 367-372.
- Tudela, F. (2014). Negociaciones internacionales sobre cambio climático: estado actual e implicaciones para América Latina y el Caribe. Naciones Unidas. Santiago de Chile. 113 pp.
- Urbina, J. (2006). Dimensiones psicológicas del cambio ambiental global. En: *Más allá del cambio climático*. Urbina, J., y J. Martínez (comp.) Las dimensiones psicosociales del cambio ambiental global. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT)– Instituto Nacional de Ecología (INE)–Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM). México D. F., p. 65-78.
- Urbina, J., M. Acuña y O. Torres. (2000). Implicaciones de la percepción de riesgos ambientales en la prevención de desastres. *Psicología y Ciencia Social*, 4 (2): 72-77.
- Urteaga, E. y A. Eizagirre. (2013). La construcción social del riesgo. *EMPIRIA, Revista de Metodología de las Ciencias Sociales*, 25: 147-170.
- Van der Linden, S. L., A. A. Leiserowitz, G. D. Feinberg y E. W. Maibach. (2014). How to communicate the scientific consensus on climate change: plain facts, pie charts or metaphors? *Climatic Change*, 126 (1-2): 255-262.
- Van Der Sluijs, J. P., M. Craye, S. Funtowicz, P. Klopogge, J. Ravetz y J. Risbey. (2005). Combining quantitative and qualitative measures of uncertainty in model-based environmental assessment: the NUSAP system. *Risk analysis*, 25 (2): 481-492.
- Wiens, J. A., D. Stralberg, D. Jongsomjit, C. A. Howell y M. A. Snyder. (2009). Niches, models, and climate change: assessing the assumptions and uncertainties. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106: 19729–19736.

Anexo 2

Prioridades para la conservación de los
primates en México



Prioridades para la conservación de los primates en México



Panorama general

Los primates son uno de los grupos de mamíferos más diversos en el mundo, se han reportado 390 especies y 259 subespecies de las cuales una tercera parte habita en el continente americano, en el neotrópico.¹ México resguarda la distribución más septentrional de primates no humanos en el continente, representados por el mono aullador negro (*Alouatta pigra*), el aullador de mano (*Alouatta palliata mexicana*) y dos subespecies de mono araña (*Ateles geoffroyi vellerosus* y *A. geoffroyi yucatanensis*). Habitan principalmente en las selvas tropicales del sureste mexicano, de las cuales se ha perdido y degradado cerca de 77% de su cobertura original.² Debido a sus hábitos arbóreos y su alimentación folivoro-frugívora son muy vulnerables a la destrucción, fragmentación y degradación de su hábitat. En muchos sitios también se encuentran amenazados por la caza furtiva y el comercio ilegal de mascotas.³ Actualmente estos primates están catalogados en peligro de extinción en la Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT 2010,⁴ y el mono aullador negro y el araña se han clasificado en las categorías de mayor riesgo de la lista roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN).⁵

Por la importante función que desempeñan en la regeneración de los ecosistemas, los primates se han considerado como especies

prioritarias para la conservación en México. Existen varios esfuerzos encaminados a la conservación, entre ellos los realizados en el taller de Conservación, Asesoramiento y Manejo Planificado para Primates de México (CAMPM)⁶ por el Grupo Especialista en Conservación y Cria de la UCI, así como el Plan de Acción para la Conservación de Especies (PACE).⁷ Sin embargo, aún es necesario orientar de manera más efectiva las acciones para su protección por lo que es fundamental identificar sitios prioritarios para su conservación.

En junio de 2011, la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Conabio) y la Asociación Mexicana de Primatología, A.C. (AMP-AC) firmaron un convenio de colaboración para realizar este estudio. Durante el proceso se compilaron y revisaron registros georeferenciados para generar modelos de distribución potencial de los primates mexicanos, que son un insumo central para llevar a cabo la selección de sitios prioritarios para la conservación de los primates (SP) mediante el uso de herramientas de planeación sistemática para la conservación. Para validar los modelos y consensuar los criterios de priorización, se llevaron a cabo dos talleres con la participación de numerosos especialistas en el estudio de primates en México. La identificación de prioridades se realizó por separado en tres regiones debió a las marca-

das diferencias del estado de conservación de los hábitats de los monos aullador y araña: 1) Guerrero-Oaxaca-Chiapas, 2) la Península de Yucatán (que incluye los estados de Campeche, Quintana Roo y Yucatán) y 3) Veracruz-Tabasco.

Los sitios identificados para la conservación de los primates abarcan una extensión de 71 808 km² (15.4% del área de ocho estados del sureste mexicano), 33.7% de la cual coincide con áreas protegidas. Dado el grado de amenaza que enfrentan las poblaciones de primates en México es necesario consolidar una estrategia nacional de conservación con acciones concretas y realizables, que además cuente con la participación de diferentes sectores. La identificación de los SP constituye un primer paso para la aplicación óptima de los recursos financieros y humanos, de acuerdo con sus características ecológicas, geográficas y sociales, con una espacial estratégica que facilite la permanencia de los primates, así como de numerosas especies con las que cohabitan e interactúan en sus hábitats. La conservación de los primates debe ser una prioridad para las comunidades humanas, ya que también nuestro bienestar presente y futuro depende de mantener ecosistemas saludables, en los que los primates son fundamentales para regular la dispersión de semillas y la estructura de los ecosistemas.⁸

Modelos de distribución potencial

Los métodos de planeación sistemática para la conservación requieren datos de buena calidad sobre los patrones de distribución y la abundancia de las especies de interés.⁹ Sin embargo, aún cuando el estudio de los primates en México se inició hace más de tres décadas, no se conoce su distribución geográfica de forma precisa y tampoco se cuenta con datos de abundancia a lo largo de sus áreas de distribución. Uno de los insumos principales para responder a estas preguntas son los modelos de distribución potencial (MDP), los cuales se basan en el concepto de nicho ecológico, es decir, en identificar zonas en donde las condiciones ambientales son similares a aquellas en las que se ha registrado la presencia de las especies.¹⁰ Los MDP para el mono araña se realizaron con un total de 189 registros georeferenciados provenientes del Sistema Nacional de Información para la Biodiversidad (SNIB) de la Conabio y las localidades publicadas en el CAMPM y PACE; para el mono aullador de mano con 53 registros y para el aullador negro con 102 registros. Se consideraron 19 variables climáticas¹¹ y tres variables topográficas,¹² las cuales se asociaron con los puntos de presencia de los primates. Para la modelación se utilizó el algoritmo MaxEnt¹³ a una resolución espacial de 1 km². Los mapas de ecorregiones¹⁴ y subcuencas¹⁵ ayudaron a delimitar la zona de simpatría entre *Alouatta palliata mexicana* y *A. pigra*, identificada por los especialistas, quienes revisaron y validaron los MDP.

En el contexto nacional, la Península de Yucatán concentra casi por completo la distribución potencial de *Alouatta pigra*, mientras que la región de Veracruz-Tabasco presenta la mayor área de distribución para *A. palliata mexicana* (figura 1a). *Ateles geoffroyi* se distribuye en toda la región sureste (figura 1b).



Ateles geoffroyi (MAP)



Alouatta pigra (MAP)



Alouatta palliata mexicana (MAP)



FIGURA 1b. Distribución potencial de las dos subespecies de *Ateles geoffroyi* en México. ● Registros puntuales de *Ateles geoffroyi* ■ Captales estatales Carreteras

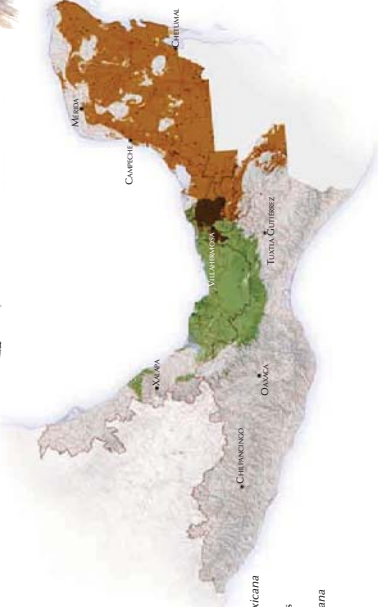


FIGURA 1a. Distribución potencial de *Alouatta palliata mexicana* y *Alouatta pigra*, en México. ■ Distribución potencial de *Alouatta palliata mexicana* ■ Distribución potencial de *Alouatta pigra* ■ Coincidencia geográfica entre las dos especies (zona de simpatría) ● Registros puntuales de *Alouatta palliata mexicana* ● Registros puntuales de *Alouatta pigra* ■ Captales estatales Carreteras

Identificación de sitios prioritarios

Se utilizó el programa ConsNet,¹⁶ que emplea algoritmos de optimización para identificar sitios de forma estandarizada y repetible, con base en los criterios que se le asignan de diferentes variables biológicas, factores de presión y de configuración espacial con la finalidad de seleccionar aquellos sitios en donde sean más factibles las acciones de conservación, que podría resultar en una mayor supervivencia de las especies.

Como primer paso se establecieron metas de conservación, expresadas en porcentaje del área de distribución potencial de los primates (figura 1). Los especialistas discutieron dicho valor en términos del “área mínima” para poder sustentar poblaciones viables; se ha reportado que por debajo de 20% del hábitat originalmente disponible hay efectos negativos de la fragmentación.¹⁷ Se establecieron de manera pragmática valores entre 25 y 30% (cuadro 1). Los criterios de priorización para

el diseño de áreas prioritarias fueron: a) tipos de vegetación en estado primario y secundario arbóreo,¹⁸ como un indicador del hábitat disponible de los monos aullador y araña (figura 2); y b) índice Mexbio,¹⁹ que integra diferentes impactos antropogénicos, como son el uso del suelo, la infraestructura, la fragmentación y el cambio climático (figura 3). Asimismo se incluyeron criterios espaciales para minimizar la superficie y favorecer la compactabilidad del conjunto de sitios prioritarios. Debido al alto grado de deforestación en la región de Veracruz-Tabasco se consideró pertinente incluir los registros puntuales de presencia de los primates. Por otra parte, en la región de Guerrero-Oaxaca-Chiapas se consideraron los sitios prioritarios terrestres (SPT) que fueron identificados en el estudio de vacíos y omisiones de conservación de la biodiversidad en el ámbito nacional,²⁰ para facilitar sinergias entre diferentes iniciativas para la conservación de la biodiversidad.

CUADRO 1. Metas de conservación y criterios utilizados en los análisis de priorización

Región	Meta de conservación (%)	Vegetación ^{1,3+}	Índice Mexbio ³⁻	Sitios prioritarios terrestres ³⁺	Registros puntuales ^{2,3+}	Relación perímetro-área ³⁻
Guerrero-Oaxaca-Chiapas	30	*	*	*		*
Península de Yucatán	25	*	*			*
Veracruz-Tabasco	25	*	*		*	*

¹ Los tipos de vegetación que se consideraron fueron especificados por los especialistas para cada región de estudio.

² Los registros puntuales fueron considerados en la región de Veracruz-Tabasco para incluir fragmentos que no se muestran en el mapa de vegetación.

³⁺ Criterios utilizados para maximizar la coincidencia de las capas de información en la selección de los SPP.

³⁻ Para minimizar la selección de los SPP en las áreas más afectadas por actividades antropogénicas de acuerdo con el índice Mexbio; y reducir la relación perímetro/área de las unidades de análisis agregadas (*clusters*, en inglés).

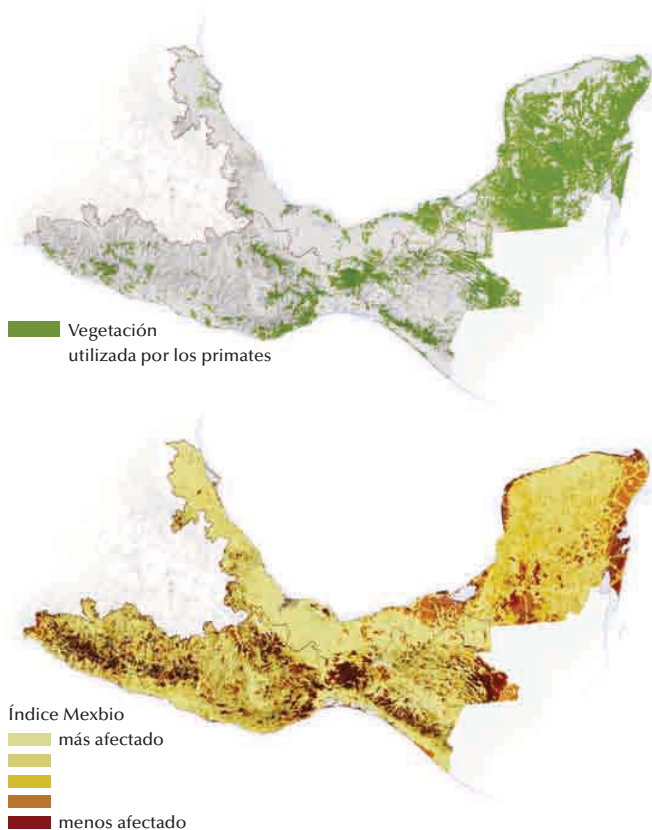


FIGURA 2. Vegetación primaria y secundaria arbórea que constituye los principales hábitats de los primates mexicanos.



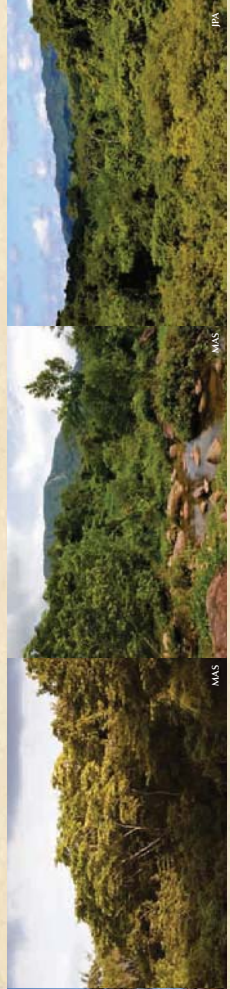
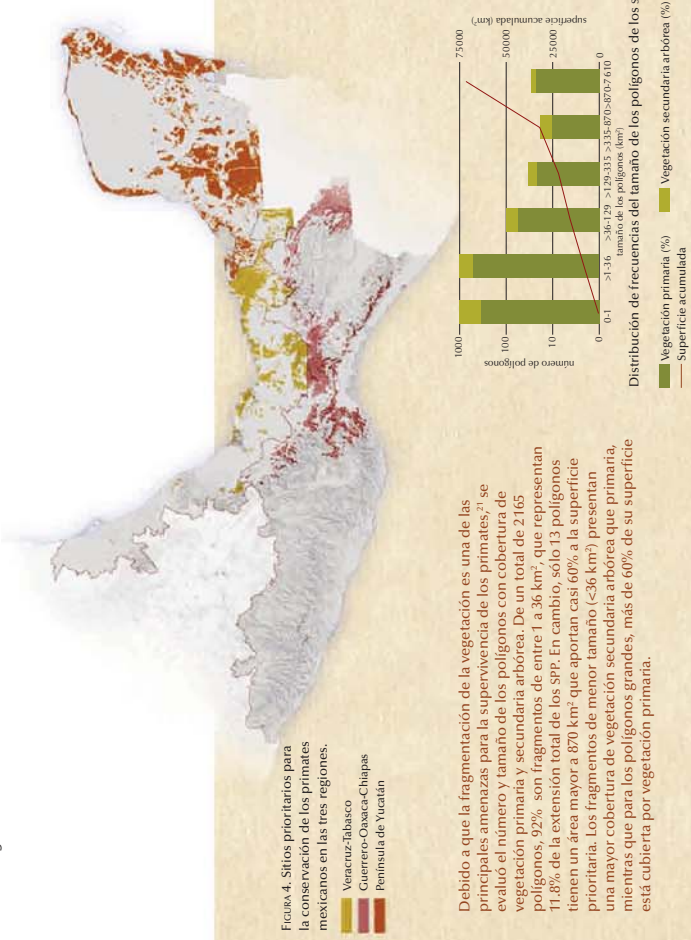
Mono aullador negro, Quintana Roo.

FIGURA 3. Índice Mexbio que resume el impacto antropogénico por el cambio de uso del suelo, la infraestructura carretera, la fragmentación del hábitat y el cambio climático.



Sitios prioritarios para la conservación de los primates mexicanos

Los spp ocupan en conjunto una extensión de 71 808 km², de la cual 44.9% se ubica en la Península de Yucatán, 33.2% en la región de Guerrero-Oaxaca-Chiapas y 21.9% en la región de Veracruz-Tabasco (figura 4). Si bien los spp están distribuidos en casi toda la región sureste del país, destacan por su extensión los que se agrupan en los Chimalapas, en Oaxaca y Veracruz, la Selva Lacandona al este de Chiapas, Pantanos de Centla en Tabasco, Calakmul y Balam-Ku en Campeche y la porción este del estado de Quintana Roo desde la Bahía de Chetumal pasando por Sian Ka'an hasta Yum Balam. La representación de los spp en áreas protegidas es de 33.7% y es mayor en la Península de Yucatán que en las otras dos regiones.



Retos y oportunidades para la conservación

La región sureste de México, en conjunto con los siete países de Centroamérica, alberga cerca de 7% de la biodiversidad del mundo, destaca como uno de los 'hotspots'²⁶ porque concentra un elevado número de especies de diferentes grupos de vertebrados y otros elementos de la biodiversidad únicos bajo fuertes presiones de amenaza. Dada la alta coincidencia entre los spp y los spp, orientar acciones para la conservación de los primates y sus hábitats podría beneficiar a otras especies en riesgo de extinción, prioritarias y endémicas de esta importante región (figura 6).

Con el fin de revertir la situación de vulnerabilidad que enfrentan los primates mexicanos, resulta fundamental mantener la conectividad entre los fragmentos de vegetación remanente, bajo la perspectiva de metapoblaciones,²⁷ el manejo de hábitat y acciones de reforestación con especies nativas importantes en la dieta de los monos.²⁸

Actualmente, existen varios ejemplos de acciones puntuales de conservación para los primates en México, como en el área

de Punta Laguna en Yucatán²⁹ o la introducción de *A. palliata mexicana* en la Isla Agaltepec en el Lago de Catemaco, Veracruz, cuya colonia creció de 10 miembros hasta alcanzar cerca de 100 individuos.³⁰ Sin embargo, es necesario multiplicar los esfuerzos de protección para asegurar la persistencia de estas carismáticas especies.

Los polígonos mayores a 870 km², que en total ocupan una superficie de 40 755 km², son prioritarios para enfocar esfuerzos de conservación, ya que comprenden áreas en donde las probabilidades de supervivencia de las especies son mayores en el largo plazo y en las que sería más efectiva la inversión para realizar acciones de conservación (véase figura 5). No obstante, los fragmentos de menor tamaño con vegetación conservada juegan un papel central como hábitat de los primates y otras especies. Dado que estos fragmentos se encuentran en mayor riesgo de desaparecer también resulta fundamental su conservación, para promover la restauración de los hábitats y la conectividad del paisaje.

La heterogeneidad ecológica, el tamaño, forma y grado de aislamiento de los fragmentos, así como el efecto de borde en la composición y estructura arbórea hace que no sea posible estimar el tamaño de la población de monos aullador y araña que podrían habitar en todos los spp. Sólo se extrapolaron los datos de densidad poblacional para los polígonos de mayor tamaño con base en datos de selvas maduras con vegetación continua, para las que se ha reportado una densidad^{22,23} entre 12.7 y 89 individuos/km² en áreas fragmentadas^{31,32}; el rango poblacional para los 13 sitios con un área mayor a 870 km²

considerando únicamente la superficie ocupada por vegetación primaria (figura 5). De acuerdo con las densidades reportadas en diferentes estudios, se estimó que el tamaño mínimo y máximo para la población de las dos subespecies de *Ateles geoffroyi* sería de entre 286 902 y 1 964 174 individuos; para el caso de *Alouatta pigra* se estimó entre 196 093 y 1 342 483 individuos, mientras que para *A. palliata mexicana* el tamaño de la población sería de entre 68 763 y 470 761 individuos. Estas cifras deben interpretarse bajo reserva, debido al alto grado de incertidumbre asociado a la falta de datos de densidad poblacional en la mayor parte de su área de distribución.

Figura 5. Valores de los 13 polígonos de mayor tamaño señalados en el mapa (superficie total (km²)/superficie cubierta por vegetación primaria (km²)).

1. AP Usumil: Mpio. Oñón P. Blanco, Q. Roo 1955/774.31
2. Mpio. Benito Juárez, Solidaridad, Lázaro Cárdenas, Ida. Q. Roo 1958/911.61
3. Mpio. San Juan Mazatlán, Oax. 1964/393.21
4. AP Yum Balam: Mpios. Lázaro Cárdenas, Ida. Quintana Roo 1964/393.21
5. AP Cerro del Usumil: Mpios. Balamcán, Tenosique, Tab. 11 482/215.51
6. AP Sian Ka'an: Mpio. Felipe Carrillo Puerto, Q. Roo 11 655/1 294.81
7. AP Balam-Ku: Mpio. Hopelchén, Camp. 11 822/739.61
8. Mpios. Champón, Escarego, Campeche, Campeche 11 822/739.61
9. Mpios. Santa Dominga Tekuantepec, Santa María Jalapa de Mareques, Santa María Güienegui, Totolapa, Oax. 14 066/25 66.91
10. Pantanos de Centla, Tabasco 14 943/871.11
11. Selva Lacandona, Mpios. Marqués de Comillas, Ocosingo, Maravilla Tenepapa, Chi. 15 665/91 3.11
12. AP Calakmul y Balam-Ku: Mpio. Calakmul, Campeche 15 665/91 3.11
13. Chimalapas, Mpios. Santa María Chimalapa, Oax. y Ulapapapa, Ver. 17 610/4 025.21

Tamaño de los polígonos (km²)

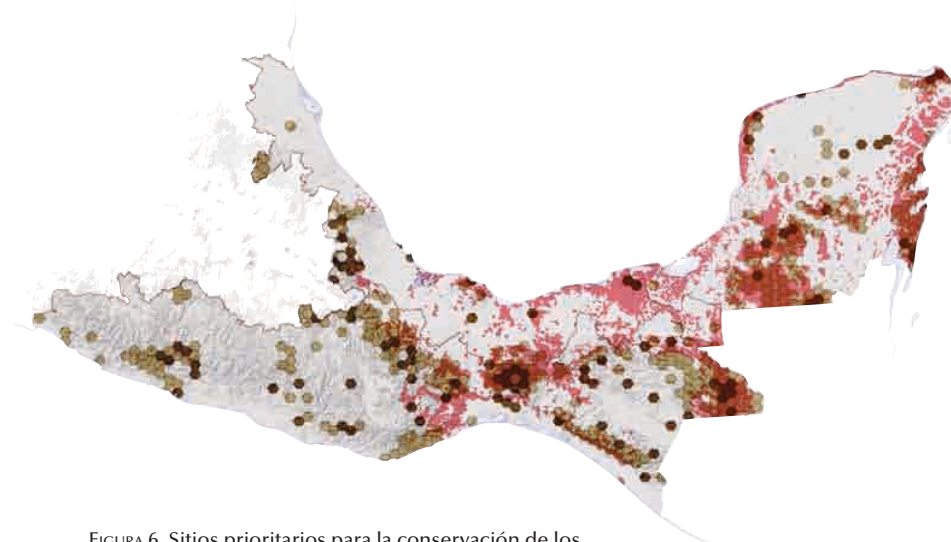
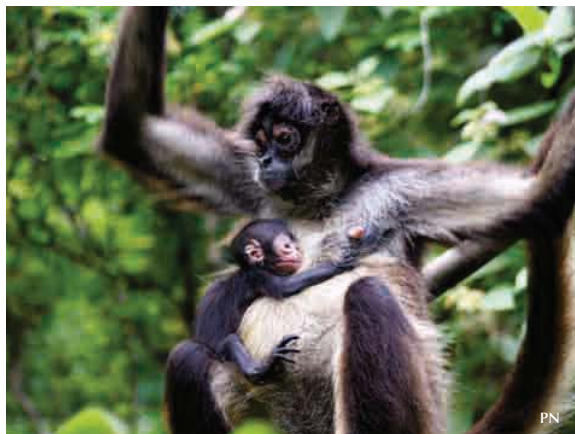
- > 335 - 870
- > 870 - 1822
- > 1822 - 4943
- > 4943 - 7 610

De izquierda a derecha:
Río Lacantún, Chiapas;
Río Cribbe, Campeche;
Chimalapas, Oaxaca;
Montes Azules, Chiapas.

Para formular estrategias de manejo adecuadas en cada uno de los SPP será fundamental considerar, además de la calidad del hábitat, las necesidades particulares de cada una de las especies. Si bien es cierto que los primates pueden llegar a sobrevivir en hábitats parcialmente degradados, la naturaleza del cambio de uso del suelo puede afectarlos de forma distinta.³¹ Hay evidencia de que los monos aulladores pueden resistir mejor una perturbación producida por la ganadería, en la que quedan fragmentos pequeños de selva madura en una matriz de pastizal (se ha reportado un valor de umbral para la ocupación de primates en fragmentos con un área de 5 a 8 ha³²), mientras que los monos araña pueden explotar mejor un mosaico de vegetación en diferentes etapas sucesionales, como el que produce la milpa. Sin embargo, es necesario comprobar estas hipótesis con estudios regionales a largo plazo con metodologías y esfuerzos comparables.

Los sitios prioritarios para la conservación de los primates

mexicanos pueden ayudar a dirigir los esfuerzos de protección y lograr la supervivencia a largo plazo de sus poblaciones, con una visión nacional y con una perspectiva amplia que considere la relevancia de mantenerlos en las distintas regiones que históricamente han habitado. El desarrollo de estrategias para su conservación deberá tomar en cuenta las poblaciones de primates y la protección de su hábitat, con la participación de las comunidades humanas locales, en una cultura de ética que los valore y promueva su persistencia en condiciones adecuadas. Es fundamental entender el alcance de este estudio, ya que algunas tropas de primates se ubican fuera de los SPP, lo que no quiere decir que no deban realizarse esfuerzos por salvarlas. Además será esencial fortalecer sinergias con otros esfuerzos de conservación, dentro y fuera de las áreas protegidas, como son la iniciativa del Corredor Biológico Mesoamericano-México y el Programa de Acción para la Conservación de Especies de Primates en México.⁷



De izquierda a derecha,
mono araña,
mono araña con cría
y mono aullador negro,
Quintana Roo.

FIGURA 6. Sitios prioritarios para la conservación de los primates mexicanos y su coincidencia con las prioridades de conservación de la biodiversidad terrestre.

- Sitios prioritarios para la conservación de los primates mexicanos
- Sitios prioritarios terrestres de importancia extrema
- Sitios prioritarios terrestres de importancia alta

LITERATURA CONSULTADA

- ¹ IUCN. 2008. *Primate Specialist Group*. Disponible en <<http://www.primatesg.org/diversity.htm>>
- ² Challenger, A., R. Dirzo et al. 2009. Factores de cambio y estado de la biodiversidad, en *Capital natural de México, vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio*. Conabio, México, pp. 37-73.
- ³ Estrada, A., y S. Mandujano. 2003. Investigaciones con *Alouatta* y *Ateles* en México. *Neotropical Primates* 11:147-156.
- ⁴ Semarnat. 2010. *Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010. Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo*. Diario Oficial de la Federación, 30 de diciembre de 2010.
- ⁵ IUCN. 2012. IUCN Red List of Threatened Species, en <www.iucn-redlist.org/> (consultado en mayo de 2012).
- ⁶ Rodríguez-Luna, E., B. Solórzano-García, A. Shedden, A. Rangel-Negrín, P.A. Dias et al. 2009. *Taller de Conservación, Análisis y Manejo Planificado para los primates mexicanos, 2006*. Universidad Veracruzana, CBSG/IUCN.
- ⁷ Semarnat-Conanp. 2012. *Programa de Acción para la Conservación de las Especies: Primates, mono araña (Ateles geoffroyi) y monos aulladores (Alouatta palliata, Alouatta pigra)*. P. Oropeza Hernández y E. Rendón Hernández (eds.). México.
- ⁸ Lambert, J.E. 2011. Primate seed dispersers as umbrella species: A case study from Kibale National Park, Uganda, with implications for afro-tropical forest conservation. *American Journal of Primatology* 73:9-24.
- ⁹ Margules, C.R., y S. Sarkar. 2009. *Planeación Sistemática de la Conservación*. UNAM-Conanp-Conabio. 304 pp. México.
- ¹⁰ Peterson, T. 2006. Uses and requirements of ecological niche models and related distribution models. *Biodiversity Informatics* 3:59-72.
- ¹¹ Hijmans R.J., S.E. Cameron, J.L. Parra, P.G. Jones y A. Jarvis. 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 25:1965-1978.
- ¹² U.S.G.S. 2011. *Hydro 1K Dataset*. United States Geological Survey. Disponible en <http://eros.usgs.gov/#/Find_Data/Products_and_Data_Available/HYDRO1K>
- ¹³ Phillips, S.J., R.P. Anderson y R.E. Schapire. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190:231-259.
- ¹⁴ INEGI-Conabio-INE. 2008. *Ecorregiones Terrestres de México*. Escala 1:1,000,000. México.
- ¹⁵ Conabio. 1998. *Subcuencas hidrológicas*. Extraído de Boletín hidrológico. 1970. Subcuencas hidrológicas en mapas de regiones hidrológicas. Escala más común 1:1,000,000. Secretaría de Recursos Hidráulicos, Jefatura de Irrigación y Control de Ríos, Dirección de Hidrología. México.
- ¹⁶ Clarleglio, M., J.W. Barnes y S. Sarkar. 2009. ConsNet: new software for the selection of conservation area networks with spatial and multi-criteria analyses. *Ecography* 32:205-209.
- ¹⁷ Fahrig, L. 1997. Relative effects of habitat loss and fragmentation on population extinction. *Journal of Wildlife Management* 61:603-610.
- ¹⁸ INEGI (ed.). 2009. *Conjunto de datos vectoriales de la carta de uso del suelo y vegetación*. Escala 1:250,000, serie IV (continuo nacional). Agascalientes, México.
- ¹⁹ Conabio. 2009. *Mapa de impactos antropogénicos a la biodiversidad*. Escala 1:1,000,000. México.
- ²⁰ Koleff, P., M. Tambutti, I.J. March, R. Esquivel, C. Cantú, A. Lira-Noriega et al. 2009. Identificación de prioridades y análisis de vacíos y omisiones en la conservación de la biodiversidad de México, en *Capital natural de México, vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio*. Conabio, México, pp. 651-718.
- ²¹ Pozo-Montoy, G., J.C. Serio-Silva e Y.M. Bonilla-Sánchez. 2011. Influence of the landscape matrix on the abundance of arboreal primates in fragmented landscapes. *Primates* 52:139-147.
- ²² Van Belle, S., y A. Estrada. 2005. Cambios demográficos en poblaciones del mono aullador negro (*Alouatta pigra*) como consecuencia de la fragmentación del hábitat. *Universidad y Ciencia Num. Esp.*:1-9.
- ²³ Ramos-Fernández, G., y B. Ayala-Orozco. 2003. Population size and habitat use of spider monkeys in Punta Laguna, Mexico, en L.K. Marsh (ed.). *Primates in fragments: Ecology and conservation*. Kluwer Academic Publishers, Nueva York. Pp. 191-210.
- ²⁴ Estrada, A., y R. Coates-Estrada. 1996. Tropical rain forest fragmentation and wild populations of primates at "LosTuxtlas". *International Journal of Primatology* 17:759-782.
- ²⁵ Estrada, A., A. Mendoza, L. Castellanos, R. Pacheco, S. Van Belle et al. 2002. Population of the black howler monkey (*Alouatta pigra*) in a fragmented landscape in Palenque, Chiapas, Mexico. *American Journal of Primatology* 58:45-55.
- ²⁶ Myers, N., R. Mittermeier, G. Fonseca y J. Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853-858.
- ²⁷ Mandujano, S., L.A. Escobedo-Morales, R. Palacios-Silva, V. Arroyo-Rodríguez y E.M. Rodríguez-Toledo. 2006. A metapopulation approach to conservation of howler monkeys in highly altered landscape in Mexico, en A. Estrada, P. Garber, M. Pavelka y L. Luecke (eds.). *New Perspectives in Mesoamerican Primatology: Distribution, Ecology, Behaviour and Conservation*. Springer, Nueva York, pp. 513-538.
- ²⁸ Estrada, A., Raboy B.E. y L.C. Oliveira. 2012. Agroecosystems and primate conservation in the tropics: A review. *American Journal of Primatology* 74:696-711.
- ²⁹ Bonilla Moheno, M., B. Ayala-Orozco, E. García Frapolli y G. Ramos-Fernández. 2006. La casa del mono araña. *Biodiversitas* 66:12-15.
- ³⁰ Carrera-Sánchez, E., G. Medel-Palacios y E. Rodríguez-Luna. 2003. Estudio poblacional del mono aullador (*Alouatta palliata mexicana*) en la Isla Agaltepec, Veracruz, México. *Neotropical Primates* 11:176-180.
- ³¹ Arroyo-Rodríguez, V., S. Mandujano y J. Benítez-Malvido. 2008. Landscape attributes affecting patch occupancy by howler monkeys (*Alouatta palliata mexicana*) at Los Tuxtlas, Mexico. *American Journal of Primatology* 70:69-77.
- ³² Mandujano, S., y A. Estada. 2005. Detección de umbrales de área y distancia de aislamiento para la ocupación de fragmentos de selva por monos aulladores, *Alouatta palliata*, en Los Tuxtlas, México. *Universidad y Ciencia* 2:11-21.
- ³³ León-Portilla, M. 2007. *Animales del nuevo mundo (Yanquic Cemanahuac Iyolcahuan)*. Nostra Ediciones, México.

AUTORES

Wolke Tobón, Tania Urquiza-Haas, Gabriel Ramos-Fernández, Edith Calixto-Pérez, Jesús Alarcón, Melanie Kolb, Patricia Koleff.

ORGANIZADORES

Mónica Améndola Pimenta, Víctor Arroyo Rodríguez, Bárbara Ayala Orozco, Pedro A.D. Dias, Cristina Domingo Balcells, Eduardo García Frapolli, Rogelio Manríquez Martínez, Patricia Oropeza Hernández, Tamara Ortiz Ávila, Oscar Ramírez Flores, Eduardo Rendón Hernández, María Zirión Martínez.

ESPECIALISTAS CONSULTADOS

Katya Andrade Escobar, Filippo Aureli, Yadira Magali Bonilla Sánchez, Yolanda Caba, Domingo Canales Espinosa, Antero Carmona, Alfredo Cuarón, Jorge Cristobal Azkárate, José Faustino Escobar Chontal, Celene Espadas Manrique, Sandra Flores Hernández, Erika García Martínez, Francisco García Orduña, Carlos Guichard Romero, Guillermo Islas Donde, Gabriela López Segurajáuregui, Teresita de Jesús Ortiz Martínez, Rosalía Pastor Nieto, Mateo Pérez Medrano, Diana Platas Neri, Gilberto Pozo Montuy, Ariadna Rangel Negrín, Patricia Guadalupe Robles Zenteno, Ernesto Rodríguez Luna, Juan Carlos Sánchez Olmos, Colleen Schaffner, Juan Carlos Serio Silva, Irma de Jesús Serrano Sánchez, Aralisa Shedden González, Brenda Solórzano García, Eduardo Ursúa Guerrero, Francisca Vidal García, José A. Zuñiga Morales.

DISEÑO

Rosalba Becerra

FOTOGRAFÍAS E ILUSTRACIONES (Banco de Imágenes de la Conabio)

Juan Pablo Abascal Aguirre (JPA), Javier Hinojosa (JH), Pablo Navarro Noriega (PN), Carlos Javier Navarro Serment (CJN), Marco Antonio Pineda Maldonado (MAP), Miguel Ángel Sicilia Manzo (MAS), Arturo Zamora (AZ).

IMPRESIÓN

Offset Rebosán

México, 2012

En portada: paisaje de fondo, Calakmul, Campeche (MAS); de arriba a abajo, *Ateles geoffroyi* (MAS); *Alouatta palliata mexicana* (AZ); *Alouatta pigra* (JH). A la vuelta, *Alouatta pigra*, Chiapas (MAS).

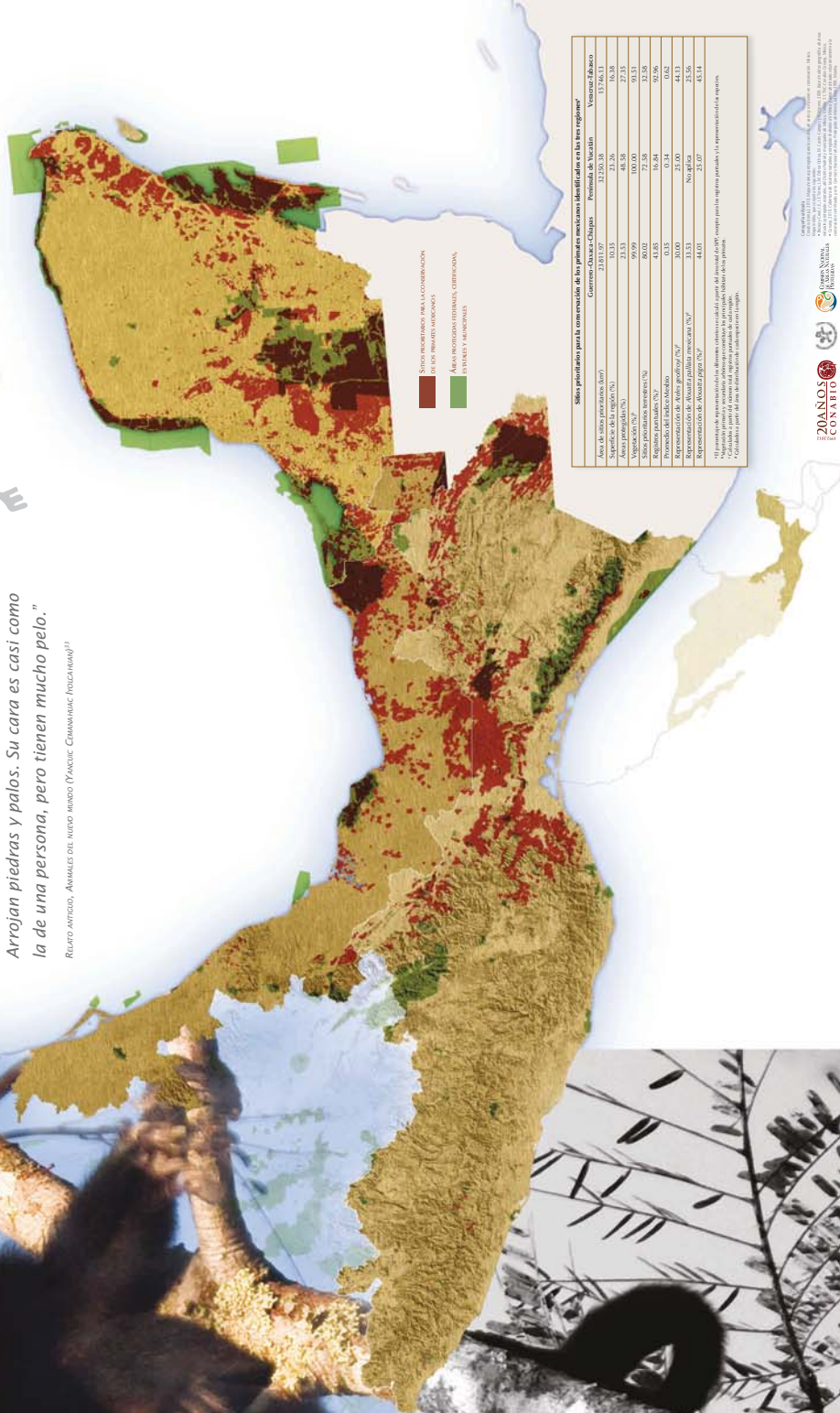
FORMA DE CITAR: Tobón, W., T. Urquiza-Haas, G. Ramos-Fernández, E. Calixto-Pérez, J. Alarcón, M. Kolb y P. Koleff. 2012. *Prioridades para la conservación de los primates en México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad–Asociación Mexicana de Primatología, A.C.– Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, México.



Prioridades para la conservación de los primates en México

"Es habitante de los bosques, sobre todo de los que están por donde sale el sol en Anáhuac. Tiene el dorso pequeño, es barrigudo y su cola, que a veces se enrosca, es larga. Sus manos y sus pies parecen de hombre; también sus uñas. Los ozomatín gritan y silban y hacen visajes a la gente. Arrojan piedras y palos. Su cara es casi como la de una persona, pero tienen mucho pelo."

Ricardo Arriaga, *Animales del mundo nuevo* (Facsimil: Clowes/Macmillan: Imprenta) ¹⁾



Sitios prioritarios para la conservación de los primates en México identificados en los tres registros*

Área de sitios prioritarios (km ²)	Guatemala	Honduras	Yucatán	Venezuela	Abasco
Superficie de la región (%)	10.15	23.26	16.48	16.48	16.48
Monos aulladores (%)	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00
Superficie prioritaria (%)	80.02	72.28	32.28	32.28	32.28
Región prioritaria (%)	43.85	16.44	92.96	92.96	92.96
Región prioritaria (km ²)	100.00	23.00	44.00	44.00	44.00
Representación de "Áreas prioritarias" (%) ²⁾	33.33	No aplica	25.56	25.56	25.56
Representación de "Áreas prioritarias" (%) ³⁾	44.01	23.07	45.14	45.14	45.14

¹⁾ La información representada en este mapa se basa en la información contenida en el libro "Animales del mundo nuevo" de Ricardo Arriaga, publicado por Clowes/Macmillan en 1963.
²⁾ Cálculo de la superficie prioritaria en relación con la superficie total de la región.
³⁾ Cálculo de la superficie prioritaria en relación con la superficie total de México.

Anexo 3

Programa de acción para la
conservación de las especies



PROGRAMA DE ACCIÓN PARA LA CONSERVACIÓN DE LAS ESPECIES:

Primates,
Mono Araña (*Ateles geoffroyi*) y
Monos Aulladores (*Alouatta palliata*, *Alouatta pigra*)



GOBIERNO
FEDERAL

SEMARNAT



CONANP
COMISIÓN NACIONAL DE ÁREAS
NATURALES PROTEGIDAS

Editores:

Patricia Oropeza Hernández
Eduardo Rendón Hernández

www.semarnat.gob.mx
www.conanp.gob.mx



Vivir Mejor

Editores

Patricia Oropeza Hernández

Eduardo Rendón Hernández

Colaboradores

Especialistas en manejo y conservación de los primates
de México:

Alarcón Guerrero Jesús
Amendola Pimenta Mónica
Anzures Dadda Alberto
Arroyo Rodríguez Víctor
Ayala Orozco Bárbara
Bonilla Sánchez Magali
Calixto Pérez Edith
Cuarón Orozco Alfredo
Días Pedro Américo
Domingo Balcells Cristina
Espadas Manrique Celene
Estrada Medina Jesús Alejandro
García Frapolli Eduardo
García Orduña Francisco
Islas Donde Guillermo
Ortiz Ávila Tamara
Ortiz Martínez Teresita de Jesús
Pastor Nieto Rosalía
Platas Neri Diana
Pozo Montuy Gilberto
Ramos Fernández Gabriel
Rangel Negrin Ariadna
Rodríguez Luna Ernesto
Sánchez Olmos Juan Carlos
Serio Silva Juan Carlos
Vidal García Francisca

CORRECCIÓN DE ESTILO:

Teresa Rojas Villaseñor

DISEÑO GRÁFICO:

Eduardo Alfonso Rodríguez Espinosa

Ariana Quevedo Ortiz

Ricardo Ángel Espinosa

PRODUCCIÓN:

Isabel Monserrat Cid Rodríguez