



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
FACULTAD DE CIENCIAS
ECOLOGÍA

**PRIORIZACIÓN PARA LA CONSERVACIÓN DE ANFIBIOS EN
LA SIERRA MADRE DEL SUR CON ESCENARIOS FUTUROS
DE CAMBIOS GLOBALES**
TESIS

(POR ARTÍCULO CIENTÍFICO)

**BIG IMPACTS WITH SMALL EFFORTS: A SPATIAL
PRIORITIZATION FOR AMPHIBIAN CONSERVATION IN THE
SIERRA MADRE DEL SUR, MEXICO**

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:
MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

PRESENTA:
DIANA LAURA FUENTES DE LA ROSA

TUTORA PRINCIPAL DE TESIS: **DRA. LETICIA MARGARITA OCHOA OCHOA**
FACULTAD DE CIENCIAS, UNAM

COMITÉ TUTOR: **DR. JULIÁN A. VELASCO VINASCO**
INSTITUTO DE CIENCIAS DE LA ATMÓSFERA Y CAMBIO CLIMÁTICO, UNAM

COMITÉ TUTOR: **DRA. TANIA ESCALANTE ESPINOSA**
FACULTAD DE CIENCIAS, UNAM



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
FACULTAD DE CIENCIAS
ECOLOGÍA

**PRIORIZACIÓN PARA LA CONSERVACIÓN DE ANFIBIOS EN
LA SIERRA MADRE DEL SUR CON ESCENARIOS FUTUROS
DE CAMBIOS GLOBALES**
TESIS

(POR ARTÍCULO CIENTÍFICO)

**BIG IMPACTS WITH SMALL EFFORTS: A SPATIAL
PRIORITIZATION FOR AMPHIBIAN CONSERVATION IN THE
SIERRA MADRE DEL SUR, MEXICO**

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:
MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

PRESENTA:
DIANA LAURA FUENTES DE LA ROSA

TUTORA PRINCIPAL DE TESIS: **DRA. LETICIA MARGARITA OCHOA OCHOA**
FACULTAD DE CIENCIAS, UNAM

COMITÉ TUTOR: **DR. JULIÁN A. VELASCO VINASCO**
INSTITUTO DE CIENCIAS DE LA ATMÓSFERA Y CAMBIO CLIMÁTICO, UNAM

COMITÉ TUTOR: **DRA. TANIA ESCALANTE ESPINOSA**
FACULTAD DE CIENCIAS, UNAM

COORDINACIÓN DEL POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
FACULTAD DE CIENCIAS
DIVISIÓN ACADÉMICA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO
OFICIO FCIE/DAIP/257/2023
ASUNTO: Oficio de Jurado

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

Me permito informar a usted que en la reunión ordinaria del Comité Académico del Posgrado en Ciencias Biológicas, celebrada el día **16 de enero de 2023** se aprobó el siguiente jurado para el examen de grado de **MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS** en el campo de conocimiento de **Ecología** de la alumna **FUENTES DE LA ROSA DIANA LAURA** con número de cuenta **312053833** por la modalidad de graduación de **tesis por artículo científico** titulado: **"Big impacts with small efforts: a spatial prioritization for amphibian conservation in the Sierra Madre del Sur, México"**, que es producto del proyecto realizado en la maestría que lleva por título **"Priorización para la conservación de anfibios en la Sierra Madre del Sur con escenarios futuros de cambios globales"** ambos realizados bajo la dirección de la **DRA. LETICIA MARGARITA OCHOA OCHOA**, quedando integrado de la siguiente manera:

Presidente: DRA. ELLEN ANDRESEN
Vocal: DRA. IRENE GOYENECHEA MAYER GOYENECHEA
Vocal: DR. HIBRAIM ADÁN PÉREZ MENDOZA
Vocal: DRA. IRERI SUAZO ORTUÑO
Secretario: DR. JULIAN ANDRÉS VELASCO VINASCO

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

ATENTAMENTE
"POR MI RAZA HABLARÁ EL ESPÍRITU"
Ciudad Universitaria, Cd. Mx., a 18 de mayo de 2023

COORDINADOR DEL PROGRAMA



DR. ADOLFO GERARDO NAVARRO SIGÜENZA



Agradecimientos Institucionales

Primeramente, quiero agradecer al Posgrado en Ciencias Biológicas, UNAM, por permitirme continuar con mi formación académica y el apoyo brindado en el cambio de proyecto y tutor.

Agradezco también el apoyo otorgado por el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT), beca con clave CVU1084896; y al Programa de Apoyo a proyectos de Investigación e Innovación Tecnológica (PAPIIT-DGAPA-UNAM) bajo la beca de titulación número 220321.

Agradezco a mi tutora principal, la Dra. Leticia M. Ochoa Ochoa quien me brindó su total apoyo para continuar y culminar mis estudios de posgrado. También agradezco su ejemplo como mujer científica, que me inspira a continuar con mi carrera académica.

Finalmente, quiero agradecer a los miembros de mi Comité Tutor, la Dra. Tania Escalante Espinosa y el Dr. Julián A. Velasco Vinasco, por su retroalimentación a lo largo del planteamiento y desarrollo del proyecto.

Agradecimientos a título personal

A mi tutora, mujer inteligente y perseverante que me tendió la mano cuando mi futuro era incierto. A Leti.

A mis padres por su apoyo y cariño. A Clemen y Juan. A mi hermano por crecer ante la adversidad. A Ariel. A mi familia, por su gran amor y apoyo incondicional. A Martha, Miguel y Mita.

A mis amigos de la carrera por las pláticas amenas, bailes y distracciones (in)necesarias para mejorar mi salud mental y permitirme acabar este trabajo. Con mucho cariño. A Torito, Erickito, Chech, Milo, Zubidubi, Verito, Mishi, Hilda, Ingrid y Jacquie.

A mis amigos del lab, por compartir el amor por los herpetobichitos, las pláticas científicas y por compartir las venturas y desventuras del camino científico. A Tanis, Daniel "Doc", Brett, Ale y Vic.

A mis roomies queridas y amigas del primer proyecto de maestría, por las experiencias en campo, los aprendizajes, y las penurias compartidas. Por ser pilares en mi vida, y estar en los momentos difíciles. Porque nuestra unión nos sacó adelante. A Mijal, Dani, Jacque, Adua, Lore, Montse y Brenda.

A quienes sus recuerdos me inundan de alegría y siguen formando parte de mi vida en la distancia. A Chech, Carmina, Rubi, Ana y Aileen.

Al mejor compañero de vida, que siempre me mostró su paciencia infinita y apoyo incondicional durante la planeación y desarrollo de ambos proyectos de maestría. Por sanar mis heridas y crecerme aún con la mente distraída y la pasión sosegada a la fuerza. Por creer en mí y soñar juntos por un mundo con más naturaleza y menos desigualdad. A Abelardo.

A quienes su compañía, ronroneos y jugueteos hicieron más ligero el camino. A Centella, Bebé, Hakuna y Migi.

A todas las personas que pasan en mi vida dejando algo de su amor por la naturaleza en mí.

Dedicatoria

A la vida que persiste en la naturaleza fragmentada

Índice

Resumen.....	1
Abstract.....	2
Introducción general.....	3
Artículo enviado.....	11
Abstract.....	13
Introduction.....	14
Material and methods.....	18
Results.....	24
Discussion.....	28
Conclusions.....	32
Acknowledgements.....	33
References.....	34
Tables.....	47
Figure captions.....	50
Figures.....	52
Discusión general.....	56
Conclusiones.....	62
Referencias bibliográficas.....	63

Lista de cuadros y figuras

Cuadro 1. Evaluación de la red de áreas protegidas (priorización no constreñida). Los porcentajes de área bajo protección se muestra para cada rango de prioridad. Se hace una distinción entre las Áreas Protegidas Federales (FPAs) y las Áreas Destinadas Voluntariamente a la conservación (AVDCs).

Cuadro 2. Usos del suelo en áreas de máxima prioridad (priorización no constreñida). Se muestran los porcentajes por tipo de vegetación para cada rango de prioridad. Los primeros seis corresponden a tipos de uso de suelo naturales y los últimos cuatro a ambientes antropizados. La clasificación del uso del suelo sigue a Mendoza-Ponce et al., 2018.

Cuadro 3. Mejora de la protección por categoría de riesgo. Se muestra el alcance actual de la protección con las Áreas Protegidas (AP), así como el alcanzado bajo diferentes escenarios de expansión por categoría de riesgo internacional y nacional.

Figura 1. Mapa de rango de prioridad consenso en el paisaje de la Sierra Madre del Sur (SMS). Cada mapa es el resultado de dos corridas en el programa Zonation: una con ABF y otra con CAZ. a) Mapa de rango de prioridad no constreñido que corresponde a una corrida que incluye el área de las APs. b) Mapa de rango de prioridad restringido donde el área de las APs no está incluida, de modo que las prioridades más altas se vean forzadas fuera de la red de AP actual. Los polígonos en rojo muestran la red de APs actual.

Figura 2. Curvas de rendimiento de zonificación. Las curvas de desempeño muestran cuánto del área de distribución de la especie se pierde (eje y) en

correspondencia con la pérdida del área protegida total del paisaje (eje x), durante cada corrida de zonificación. a) y b) corresponden a corridas sin restricciones. c) y d) son curvas de rendimiento de corridas restringidas. a) curva de rendimiento con ABF, b) curva de rendimiento con CAZ. c) curva de rendimiento con ABF, d) curva de rendimiento con CAZ. La escala de color como las gráficas se corresponden con los mapas de rango de prioridad, a-b) con la Figura 1a, y c-d) con la Figura 1b. Los rangos de prioridad del 17% y el 30% se presentan en líneas grises discontinuas para tener en cuenta los acuerdos internacionales de conservación terrestre para la conservación de la biodiversidad.

Figura 3. Impacto, por familia, de posibles ampliaciones de áreas protegidas. Se observa cuánto de las áreas de distribución de las familias está protegida por las AP vigentes y por posibles ampliaciones: 1, 3, 5 y 17%.

Figura 4. Zonas de ampliación al actual sistema de APs. Se muestran expansiones por 1, 3, 5, 17% y las APs dentro de la SMS.

Resumen

La degradación de los ecosistemas naturales a nivel mundial amenaza directamente a los anfibios, uno de los grupos de vertebrados con mayor riesgo de extinción. Los anfibios juegan un papel fundamental en los ecosistemas, formando parte del movimiento de materia y energía, y de las cadenas alimentarias. Considerando su grado de amenaza y su importancia ecológica, identificar áreas prioritarias para su conservación es esencial para mitigar los procesos que ponen en peligro su persistencia. Adicionalmente, designar redes de áreas protegidas que mantengan su efectividad en el futuro es clave para asegurar la continuidad de los ecosistemas y sus especies. En este sentido, la priorización espacial para la conservación es una herramienta que ayuda a optimizar el impacto de los recursos orientados a conservación. Sin embargo, esta herramienta no ha sido utilizada en muchas regiones de México, como la Sierra Madre del Sur (SMS), provincia biogeográfica con gran riqueza de especies y altos niveles de endemismo. Así, utilizando a los anfibios como grupo de estudio y la SMS como área de estudio, los objetivos de este trabajo fueron: i) evaluar el desempeño de la red actual de áreas protegidas y ii) identificar zonas potenciales de expansión a la red de áreas protegidas, contemplando su persistencia en el tiempo. Para cumplir los objetivos usamos datos de 107 especies de anfibios y capas de uso de suelo actuales y futuras de la SMS. Para las especies estimamos sus distribuciones potenciales a través de modelos de distribución de especies y de zonas de amortiguamiento. Se realizó el pesado de las capas y se efectuaron dos corridas principales con el programa Zonation, cada una con dos algoritmos (ABF y CAZ). La primera corrida se efectuó considerando toda el área de la SMS y la segunda eliminando las Áreas Naturales Protegidas federales y las Áreas Destinadas Voluntariamente a la Conservación. Nuestros resultados mostraron un desempeño deficiente de la red de áreas protegidas para la protección de los anfibios, siendo que ningún área dentro del top 2% de áreas prioritarias se encontró bajo protección de las Áreas Naturales Protegidas. Además, encontramos que una gran proporción de las áreas protegidas no incluye ningún área dentro del top 30% de prioridad para los anfibios. Sin embargo, encontramos que expansiones potenciales de pequeños porcentajes de área podrían mejorar drásticamente la protección de las especies, particularmente aquellas en categorías de riesgo grave y especies con distribuciones restringidas. Las salamandras (Plethodontidae) y las cecilias (Dermophiidae) obtuvieron, respectivamente, el mejor y peor rendimiento en cuanto a la proporción de sus distribuciones remanentes protegidas. Nuestros resultados muestran propuestas eficientes que, aún con expansiones mínimas de la red de áreas protegidas, podrían mejorar de gran manera la protección de los anfibios en la SMS.

Abstract

The degradation of natural ecosystems worldwide directly threatens amphibians, one of the groups of vertebrates with highest risk of extinction. Amphibians play a fundamental role in ecosystems, forming part of matter and energy fluxes, and food chains. Considering their degree of threat and ecological importance, identifying priority areas for their conservation is essential to mitigate the processes that endanger their persistence. Additionally, designing networks of protected areas that maintain their effectiveness in the future is critical to ensure the long-term maintenance of ecosystems and their species. In this context, spatial prioritization for conservation is a tool that helps to optimize the impact of conservation-oriented resources. However, this tool has not been used in many regions of Mexico, such as the Sierra Madre del Sur (SMS), a biogeographic province with great species richness and high levels of endemism. Thus, using amphibians as a study group and focusing on the SMS, the objectives of this study were: i) to evaluate the performance of the network of protected areas, and ii) identify potential areas of expansion to the network of protected areas, contemplating their persistence over time. To meet our objectives, we used data from 107 amphibian species and current and future land use layers from the SMS. For the species, we estimated their distributions through species distribution models and buffer zones. We weighted the layers, and two main runs were carried out with the Zonation program, each run two algorithms (ABF and CAZ). The first run was carried out considering the entire area of the SMS, and the second eliminated the federal Protected Natural Areas and the Areas Voluntarily Destined for Conservation. Our results showed a poor performance of the network of protected areas for the protection of amphibians, covering 0% of the top 2% priority areas. Furthermore, we found that many protected areas did not include any areas within the top 30% priority for amphibians. However, we found that potential expansions of small area percentages could dramatically improve species' protection, particularly for those in severe risk categories and species with restricted distributions. Salamanders (Plethodontidae) and caecilians (Dermophiidae) performed best and worst, respectively, in terms of the proportion of their remaining ranges being protected. Our results show efficient proposals that, even with minimal expansions of the network of protected areas, would significantly improve the protection of amphibians in the SMS.

INTRODUCCIÓN GENERAL

El declive de los anfibios

El impacto de algunas actividades humanas sobre la biodiversidad mundial pone en peligro la persistencia de muchas especies en un futuro cercano (Alford, 2011). Los anfibios son actualmente el grupo de vertebrados más amenazado (Hoffmann et al., 2010; Howard & Bickford, 2014), con una gran proporción de las especies (40%) listadas en alguna categoría de riesgo internacional (IUCN, 2022). Las principales causas del declive de los anfibios pueden dividirse en tres niveles (Hayes et al., 2010). i) Causas próximas (directas): incluyen el aumento de muertes y la disminución del reclutamiento. ii) Factores que contribuyen a la muerte (e.g., enfermedades, desnutrición, depredación natural, extracción humana) y al bajo reclutamiento (e.g., fallas en la reproducción y desarrollo). iii) Causas últimas (indirectas), es decir, fenómenos globales como los cambios atmosféricos y sus consecuencias (e.g., modificaciones en la temperatura ambiental, patrones pluviales, niveles de radiación UV, entre otros), contaminantes ambientales, pérdida de hábitat, especies invasoras y patógenos emergentes (Hayes et al., 2010; Tilman et al., 2017).

Los paradigmas de la biología de la conservación

Como respuesta a la emergencia global de la biodiversidad, la biología de la conservación desarrolla enfoques prácticos para prevenir la extinción de especies, mantener su diversidad genética, así como proteger y restaurar las comunidades biológicas y sus funciones ecosistémicas (Primack, 2010). Una de las herramientas actuales de la biología de la conservación es la priorización espacial, que incluye métodos que permiten identificar áreas críticas para la conservación mediante la evaluación de escenarios complejos (Di Minin et al., 2014). Para entender la importancia de esta herramienta, es necesario hacer un breve recuento de los paradigmas de la biología de la conservación.

En el siglo XIX, la conservación se centraba en iniciativas locales, principalmente zonas útiles para el uso público y la recreación (Trombulak & Baldwin, 2010). En esa época se declararon los primeros parques nacionales tales como Yellowstone (EUA, 1872) y Banff (Canadá, 1885) (Butler et al., 2015). Estas áreas fueron manejadas como unidades aisladas del paisaje,

delimitadas por fronteras culturales y políticas, sin que la conectividad ecológica fuera un factor importante, basando su éxito en su gran extensión (Trombulak & Baldwin, 2010).

La perspectiva a escala de paisaje no fue importante sino hasta la primera mitad del siglo XX, ya que hasta ese momento la conservación se centraba en especies silvestres útiles o carismáticas para la sociedad. Sin embargo, el crecimiento de la población humana entre los años 1900 y 2000 (Vitousek et al., 1997), así como la desigualdad en la distribución y métodos de producción (Bavel, 2013), aceleraron la transformación de los paisajes. Lo anterior motivó que la biología de la conservación adoptara una visión ecológica enfocada en especies y ecosistemas en riesgo (Trombulak & Baldwin, 2010).

Para finales del siglo XX, se hizo evidente que las áreas de conservación existentes eran incapaces de lograr sus objetivos (Jenkins et al., 2015), por lo que debieron desarrollarse nuevas formas de planificar la conservación. En el Programa sobre el Hombre y la Biosfera de la UNESCO, se propuso un nuevo modelo para el diseño de áreas protegidas (UNESCO, 1974) bajo dos principios fundamentales: 1) establecimiento de gradientes de influencia y 2) consideración explícita de la conectividad entre áreas de conservación. El desarrollo del modelo 'núcleo-corredor-amortiguador' definió un nuevo paradigma en la planificación de la conservación y fue la base de numerosas iniciativas que continúan actualmente (Stoll-Kleemann et al., 2010). Por otra parte, recientemente se ha propuesto considerar los rasgos funcionales de los organismos en las estrategias de conservación, con el objetivo de mantener funciones ecológicas y servicios ecosistémicos, más allá de la especie en sí (Leuzinger & Rewald, 2021).

Finalmente, en la actualidad el marco mundial de la diversidad biológica posterior a 2020 propone metas de acción. Estas metas, incluyen el garantizar que al menos el 30% de las zonas terrestres del mundo, en particular las de importancia para la diversidad biológica y sus contribuciones, estén conservadas por medio de sistemas de áreas protegidas bien conectadas y administradas eficaz y equitativamente (Convenio sobre la Diversidad Biológica, 2021).

México y su sistema de áreas naturales protegidas

La historia de las áreas naturales protegidas en México es amplia y ha estado influida tanto por la historia del país, como por el marco internacional de establecimiento de zonas protegidas, particularmente desde el siglo XIX. A continuación se hace un breve recuento de los esfuerzos dirigidos a la conservación en México, desde la época prehispánica hasta la actualidad.

La diversidad de culturas prehispánicas y su cosmovisión, así como la riqueza biológica presente en México, produjo una larga tradición de conservación de recursos naturales y vida

silvestre (Valle Rodríguez., 2006). Ejemplo de ello son las áreas cultivadas por los mayas de la península de Yucatán, las cuales poseen una diversidad biológica superior a la del resto de la selva. Otras medidas destacables fueron las impuestas por Nezahualcóyotl en el siglo XV, incluyendo el control de la cacería y extracción de madera en algunos bosques bajo sus dominios. Siguiendo con esa línea, otros gobernadores del México prehispánico establecieron jardines y bosques protegidos como el de Oaxtepec en Morelos, y el volcán Popocatepetl y el Cerro Zacatépetl al sur del Valle de México (de la Maza Elvira, 1999).

Posteriormente, en la época colonial, la demanda por madera para construcción y combustible, la minería y la ganadería incrementaron. Por esto, algunos personajes destacaron por sus acciones conservacionistas. Tal es el caso de las regulaciones en favor de la protección de los bosques impuestas por el Virrey Don Antonio de Mendoza en la década de 1540 (de la Maza Elvira, 1999). Igualmente, el ingeniero alemán Adrian Boot propuso en 1614 conservar los lagos de la cuenca del Valle de México con una serie de diques, canales y chinampas, con el fin de dar solución a las recurrentes inundaciones en la Ciudad de México (Vázquez-Ángeles, 2013). Para 1803 el gobierno español promulgó ordenanzas para el gobierno de los montes y arbolado, mismas que se adoptaron en la Nueva España para el manejo y protección de los bosques (de la Maza Elvira, 1999).

En 1876 el presidente Sebastián Lerdo de Tejada expropió las tierras del Desierto de los Leones por su importancia para la recarga de recursos hídricos para la Ciudad de México, declarándola Reserva Nacional Forestal. Hacia finales del siglo XIX destacan las actividades del ingeniero Miguel Angel de Quevedo, quien fue promotor de la protección de los bosques y su fauna, así como de las cuencas hidrológicas. Además, dirigió el departamento Forestal, de Caza y Pesca desde el porfiriato hasta finalizar el periodo presidencial de Lázaro Cárdenas. Durante el principio de su carrera, Quevedo propició que en 1894 se declarara la primera Área Protegida con decreto presidencial, el Monte Vedado del Mineral del Chico, en Hidalgo (Valle Rodríguez, 2006). Sin embargo, fue hasta 1917 cuando se declaró la protección del Desierto de los Leones como Reserva Nacional Forestal, aduciendo a su belleza natural y al interés histórico de las ruinas que en él se encuentran (CONANP, 2018). En esta época, la administración pública limitó la venta y explotación de terrenos destinados a la preservación, e incorporó en la constitución mexicana de 1917 el artículo 27, dotando al estado de autoridad para decretar reservas (de la Maza Elvira, 1999).

Durante la primera mitad del siglo XX la presión por recursos naturales y por lo tanto la atención a su conservación aumentaron, promoviendo la creación de reservas forestales, así como la conservación y reforestación de cuencas hidrológicas (de la Maza Elvira, 1999). Durante el gobierno de Lázaro Cárdenas se declararon zonas protectoras forestales basadas en recomendaciones de la Unión Panamericana: áreas con bosques, montañas y paisajes relevantes,

con vestigios históricos o donde hubiera abundancia de animales silvestres, así como zonas cercanas a poblaciones con el fin de asegurar los recursos necesarios para mantenerlas. En esta época fueron comunes declaratorias de áreas protegida con gran imprecisión y ambigüedad en la información para delimitarlas, esto dificultó el establecimiento de polígonos y consecuentemente su permanencia. Más adelante, con el objetivo de proteger el origen de las cuencas hidrológicas, se declararon parques nacionales a los principales volcanes y cumbres de México (e.g, el Popocatepetl, Iztaccíhuatl, Nevado de Toluca, Volcán de Fuego de Colima, Cumbres de Monterrey, entre otros). Gracias al trabajo de Cárdenas y de Quevedo, se cubrió cerca del treinta por ciento del territorio nacional con algún decreto de área natural protegida. Desafortunadamente, no existieron los recursos para administrar, operar, vigilar y manejar las zonas decretadas, por lo que la mayoría quedaron en el olvido (de la Maza Elvira, 1999).

Para la segunda mitad del siglo XX, en el sexenio (1958-1964) de Adolfo López Mateos, se nombró al Dr. Enrique Beltrán, quien fue biólogo, como subsecretario forestal. Esto condujo a la incorporación de los principios de la Union Internacional para la Conservación de la Naturaleza en su gestión, promoviendo una visión enfocada a la protección de la vida silvestre y no solo en servicios ambientales (de la Maza Elvira, 1999). Para la década de los 70s los esfuerzos de conservación en México se enfocaron en la preservación de la biodiversidad, los servicios ambientales y la incorporación de las comunidades humanas al modelo de reservas del programa "El hombre y la biósfera" de la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (UNESCO, 1971). Las Reservas de la Biósfera fueron una nueva categoría de protección y manejo en México, e incluyen ejemplos como la Reserva de la Biósfera Montes Azules en Chiapas y Reserva de la Biósfera Mapimi en Durango, decretadas en 1978 y 1979 respectivamente (SEMARNAP, 2000).

En la década de los 80s la comunidad científica y la sociedad civil aumentaron su presencia y preocupación por la destrucción y degradación del ambiente. Esto se vio reflejado en el establecimiento de la Subsecretaría de Ecología, la Ley General de Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (LGEEPA) en 1988 (de la Maza Elvira, 1999). Así como, en la creación de órganos públicos en materia ambiental como la Comisión Nacional para el Uso y Conocimiento de la Biodiversidad (CONABIO) en 1992 y la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) en el 2000, esta última como institución orientada a la consolidación de las ANPs (CONANP, 2018). Para la primera década del siglo XXI se continuaron decretando Áreas Naturales Protegidas, contemplando más de 8 millones de hectáreas nuevas de superficie protegida (CONANP, 2018).

Posteriormente, durante el 2010 México, como signatario del Convenio de Diversidad Biológica, se sumó al compromiso internacional de cumplir para el año 2020 con las 20 metas de

Aichi (Convenio sobre la Diversidad Biológica, 2010) en favor de la protección de la diversidad biológica. En este documento resaltan las áreas protegidas como mecanismo fundamental para la conservación, ya que son un instrumento directo que salvaguarda los ecosistemas, las especies y la diversidad biológica (CONANP, 2018; Convenio sobre la Diversidad Biológica, 2010).

En la actualidad, en México se siguen decretando Áreas Naturales Protegidas. Tal es el caso del Área de Protección de Recursos Naturales Lago de Texcoco en el Valle de México decretado en 2022 (Diario Oficial de la Federación, 2022). Entre los principales motivos para la creación de esta Área Natural Protegida se enuncian la riqueza de especies, la presencia de algunas especies importantes como el Chorlo Nevado (*Charadrius nivosus*); los servicios ecosistémicos, siendo el único vaso regulador hídrico del oriente del Estado de México, y la conectividad entre hábitats, siendo parte de los remanentes del complejo lacustre de la Cuenca de México (Diario Oficial de la Federación, 2022). Con esto, el área total terrestre protegida por el sistema federal de reservas asciende a 10.94% de la superficie de México en el 2023 (CONANP, 2023), lo que denota el incumplimiento del objetivo 11 (protección de área terrestre) de las metas de Aichi. Además, la distribución de la superficie protegida no es uniforme. Muchas regiones están subrepresentadas, como es el caso de la Sierra Madre del Sur, que cuenta con menos del 2% de su superficie protegida por el sistema federal de ANPs (CONANP, 2022).

Priorización espacial para la conservación

Identificar sitios prioritarios de conservación es fundamental para mitigar los procesos que ponen en peligro los ecosistemas (Margules & Sarkar, 2007; Wilson, Cabeza, et al., 2009). Debido a que los recursos de conservación son limitados, priorizar geográficamente atiende la necesidad de optimizar su impacto (Margules & Pressey, 2000), siguiendo las pautas modernas de conservación, donde la conectividad de las áreas y la biodiversidad tienen un papel central.

Las áreas prioritarias deben elegirse tratando de cumplir los siguientes criterios: (i) representatividad, asegura que todos los componentes de la biodiversidad están protegidos; (ii) rentabilidad, considera la viabilidad de los esfuerzos de conservación y minimiza las repercusiones socioeconómicas (McGowan et al., 2018); (iii) complementariedad, selecciona grupos de sitios que, en conjunto, garantizan la protección de especies, ecosistemas o características biológicas a conservar (Wilson, Carwardine, et al., 2009); (iv) irremplazabilidad, asegura la contribución específica de un sitio para lograr un conjunto de objetivos de conservación (Brooks et al., 2006; Trombulak & Baldwin, 2010b); (v) persistencia, alude a la continuidad temporal de la red de regiones prioritarias, asegurando la continuidad evolutiva de las especies que se encuentran en estas áreas (Wilson, Cabeza, et al., 2009); y finalmente (vi) vulnerabilidad. A su vez, el criterio de

vulnerabilidad considera tres aspectos: 1) exposición, o probabilidad de que un disturbio pueda afectar en un lugar y momento determinado, 2) intensidad del proceso amenazante, medida por su magnitud, frecuencia y duración, y 3) impacto, que corresponde a la magnitud de la reacción de la especie (Kukkala & Moilanen, 2013).

Para la asignación espacial de esfuerzos de conservación, la priorización espacial emplea herramientas y análisis computacionales (Kukkala & Moilanen, 2013). Las técnicas de priorización espacial incluyen desde algoritmos sencillos basados en datos de presencia-ausencia para la selección de reservas relativamente pequeñas, hasta métodos que incorporan múltiples factores de costo y diversas facetas de realismo ecológico, y que trabajan con paisajes mucho más grandes (Lehtomäki & Moilanen, 2013).

Zonation

Zonation (Moilanen et al., 2014), es un software que se usa con frecuencia en la planificación sistemática para la conservación de la diversidad (Margules & Sarkar, 2007). Este software es útil para la selección y ampliación de reservas al identificar zonas del paisaje que produzcan resultados eficientes, en términos de la inversión y logros de conservación (Di Minin et al., 2014). Es utilizado para análisis espaciales multi-capa en paisajes de gran escala (decenas de millones de celdas), operando con información espacial (mapas de distribuciones en formato ráster) de atributos de la biodiversidad (especies, tipos de hábitat, ecosistemas, etc.) (Pouzols & Moilanen, 2014). Este programa permite considerar la conectividad del paisaje, ecosistemas combinados, múltiples costos, prioridades diferenciales por zonas, cambio climático, zonas en vías de restauración, así como hacer priorizaciones a nivel de especie (Pouzols & Moilanen, 2014).

Zonation aplica un proceso iterativo para generar una priorización jerárquica del paisaje basada en la complementariedad, es decir que hace una clasificación de las celdas por prioridad. El algoritmo central de Zonation opera a partir de suponer que todo el paisaje está disponible para la conservación, lo que maximiza el potencial de conectividad (Moilanen et al., 2005). Posteriormente, el algoritmo descarta sucesivamente la celda o elemento del paisaje con menor puntuación, lo que conduce a una menor pérdida de celdas con gran valor de conservación. Durante la clasificación iterativa, las primeras celdas que se eliminan (celdas con valores más bajos) no son muy ricas en especies, por ejemplo, pueden ser zonas urbanas o bosques talados. Posteriormente, la eliminación iterativa de celdas gradualmente toma en cuenta todo el paisaje, y las últimas celdas cuentan con los mejores atributos. Esto produce una priorización jerárquica y fácilmente visualizable, a partir de la cual es posible identificar cualquier fracción del paisaje y su puntuación (Pouzols & Moilanen, 2014).

El algoritmo de Zonation puede clasificarse como: (i) reverso, porque empieza con un paisaje completo y va removiendo celdas; (ii) acelerable, debido a que puede remover más de una celda a la vez; (iii) iterativo, porque recalcula el valor de las celdas hasta terminar con todo el paisaje; y (iv) heurístico, ya que emplea un método no exhaustivo que evita explorar todas las posibles soluciones para brindar en menor tiempo una aproximación adecuada. Este algoritmo remueve celdas a partir de dos componentes: el meta-algoritmo y la regla de remoción de celdas. El meta-algoritmo produce iterativamente una priorización jerárquica a partir del valor de conservación del paisaje atribuible a cada celda. En cada iteración, las celdas se descartan de acuerdo con la regla de remoción de celdas seleccionada. Por ejemplo, *Core-Area Zonation*, remueve las celdas con la menor cantidad de área de la especie más valiosa al momento. A su vez, la especie más valiosa es aquella con mayor peso y menor proporción de área representada en las celdas remanentes; esto resulta en priorizaciones que ponderan la rareza de las especies. Por su parte, *Additive Benefit Function* toma en consideración la proporción de todas las especies en cada una de las celdas, lo que resulta en priorizaciones que ponderan la riqueza de especies (Moilanen et al., 2014).

Este programa ha sido utilizado ampliamente en el diseño, evaluación y ampliación de reservas (Balbar & Metaxas, 2019; Di Minin et al., 2016; Virtanen et al., 2018), conectividad de áreas (Pouzols & Moilanen, 2014), planeación de uso de suelo (Di Minin et al., 2017, 2019; Zwiener et al., 2017), prevención de impactos negativos de cambio de uso de suelo (Gordon et al., 2009), y planeación para la conservación en el contexto de cambio climático (Kujala et al., 2013), entre otros. Finalmente, en un ámbito geográfico, este software ha sido utilizado en muchos países (e.g, Finlandia, Virtanen et al., 2018; Uruguay, Di Minin et al., 2017; Australia, Gordon et al., 2009; Brasil, Zwiener et al., 2017; Argentina y Bolivia, Andrade-Díaz et al., 2021; Etiopia, Buechley et al., 2021; Estados Unidos, Carroll et al., 2010; México, Escalante et al., 2020), así como en regiones determinadas a nivel continental (Prieto-Torres et al., 2018; Kujala et al., 2013) y mundial (Di Minin et al., 2016, 2019).

Priorización para los anfibios de la Sierra Madre del Sur

En México existen 425 (AmphibiaWeb, 2023a) especies de anfibios, de las cuales 250 (~60%) están enlistadas en alguna categoría de riesgo (IUCN, 2021). La Sierra Madre del Sur (SMS) es una provincia biogeográfica al sur del país que alberga 118 especies de anfibios^a, de las cuales 46 (~39%) están en alguna categoría de riesgo (IUCN, 2022).

^aDurante el proceso de limpieza y proyección de especies en la SMS, once especies quedaron fuera del área de la SMS que se utilizó en este estudio, lo anterior, debido a que existen diferentes polígonos que definen la SMS.

En la SMS existen seis ANP federales (CONANP, 2022) y 85 Áreas Destinadas Voluntariamente a la Conservación, (ADVCs; CONANP, 2022). Estas áreas cubren 2701 km², 3.1% del total de la superficie de la SMS.

A pesar de que los vertebrados son muy importantes para el establecimiento de áreas naturales protegidas, los anfibios han sido relegados a un papel secundario (Titley et al., 2017). Por tanto, es necesario implementar nuevos planes de conservación que también sean eficaces para este grupo de animales. Por ello, consideramos que las áreas de conservación existentes posiblemente sean insuficientes para la conservación de los anfibios en la SMS. Por lo tanto, los objetivos del presente estudio fueron evaluar el sistema de áreas de conservación en la SMS (ANPs y ADVCs), y proponer una ampliación de éstas tomando como grupo de estudio a los anfibios. La priorización espacial para la conservación es una potente herramienta para orientar los planes de manejo ambiental basados en los sistemas de reservas. Con esta herramienta, podemos identificar áreas de la SMS que atiendan las necesidades actuales y futuras de conservación para los anfibios de esta región biogeográfica de México.

Big impacts with small efforts: a spatial prioritization for amphibian conservation in
the Sierra Madre del Sur, Mexico

Artículo enviado

Big impacts with small efforts: a spatial prioritization for amphibian conservation in the Sierra Madre del Sur, Mexico

Diana L. Fuentes-de la Rosa^{1,2}, Abelardo Aguilar-Cámara³, Anahí Camarena-Hernández¹ and Leticia M. Ochoa-Ochoa^{1*}

¹Museo de Zoología “Alfonso L. Herrera”, Departamento Biología Evolutiva, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, Circuito Exterior s/n, Ciudad Universitaria, Coyoacán, 04510 Mexico City, México.

²Posgrado en Ciencias Biológicas, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, 04510, Ciudad de México, México.

³Laboratorio de Origen de la Vida, Departamento de Biología Evolutiva, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, Circuito Exterior s/n, Ciudad Universitaria, Coyoacán, 04510 México City, México.

*Corresponding author: Leticia M. Ochoa-Ochoa

Email address: leticia.ochoa@ciencias.unam.mx

Key words. Amphibian conservation, caecilians, frogs, protected areas, salamanders, spatial conservation prioritization, species distribution models, zonation software.

Open Research statement

Upon acceptance, all input layers and parameter files for analyses performed with Zonation, as well as html files with the code for the post analysis, will be permanently provided via the following github repository:

(https://github.com/dianافر241/Amphibian_prioritization_from_Sierra_Madre_del_Sur)

Abstract

The persistence of amphibians' is threatened by the drastic increase in anthropic perturbation, not countered with conservation actions. Given their ecological importance, identifying priority areas for their conservation is crucial. Spatial prioritization is an essential step that allows to optimize the scarce available resources for conservation. Additionally, it is also helpful in identifying protected area networks that would keep their usefulness in the future. Using amphibians of the Sierra Madre del Sur (SMS), which is a Mexican biogeographic province located in South-Central Mexico that has high species richness and levels of endemism, our objectives were: i) to evaluate the performance of the current protected area network, and ii) to identify potential areas for the expansion of the current network, considering their persistence in time. We used occurrence data of 107 species of amphibians to estimate species distributions fitting Species Distribution Models and buffers. Species were weighted according to their national and international conservation status, and future land-use-change scenarios were incorporated to identify priority areas using the software Zonation. The results evidenced a deficient performance of the protected areas network for amphibian conservation, covering 0% of the top 2% priority areas. Furthermore, a large proportion of existing protected areas are not even included in amphibians' top 30% priority areas. In contrast, small potential expansions of protected areas would drastically improve the protection of species at the highest risk categories. We found that, because of the proportion of restricted distribution ranges, the salamanders (Plethodontidae) got the best expansion improvement. Through systematic conservation planning we were able to show a great opportunity for improvement, even with minimal expansions of the protected area network, in a relegated region in terms of its conservation value for a threatened but important biological group.

INTRODUCTION

The drastic intensification in anthropic disturbances seen over the past decades has caused an increase in species extinction rates (Margules and Sarkar 2007, Barnosky et al. 2011, Ceballos et al. 2017, Turvey and Cries 2019, Govind 2020), which is very likely to produce an event comparable to past mass extinctions (Cowie et al. 2022). Current extinction rates in amphibians and reptiles are already about four times above the long-term background average (Cox et al. 2022). The ongoing declines of wildlife populations, local extirpations, and ultimately the extinction of species, trigger cascading effects that endanger ecological processes, damaging ecosystem services and consequently affecting human populations (Cadotte et al. 2011, Ceballos et al. 2017). This rising loss of biodiversity has a massive impact in the tropics, vastly diverse areas (Brown 2014) that, paradoxically, are less studied than temperate areas (Culumber et al. 2019).

Amphibians in any risk category exceed a third of all species registered by the International Union for Conservation of Nature (IUCN) (IUCN, 2021), which makes them the most threatened group among vertebrates (Howard and Bickford 2014). Amphibian populations are in rapid worldwide decline (Wake and Koo 2018) due to the synergistic effects of atmospheric changes comprising temperature, rainfall rates, and UV-B radiation, in addition to others, such as environmental pollutants, habitat loss, overexploitation, the introduction of invasive species (Hayes et al. 2010), and emerging diseases like chytridiomycosis (Scheele et al. 2019). In contrast to their vulnerability, amphibians play fundamental roles in their ecosystems. They are part of matter and energy flows between aquatic and terrestrial environments (Hocking et al. 2014). As predators, amphibians regulate biomass at low trophic levels, contributing to the ecosystem's stability. As prey, they are a vast source of nutrients (Hocking et al. 2014, West 2018). Consequently, the amphibian debacle would compromise the continuity of the structure of many ecosystems.

Given the importance and threats facing amphibians, establishing new protected areas is an urgent strategy to face the worldwide biodiversity crisis. In 2010 the Convention on Biological

Diversity agreed on the Aichi biodiversity target 11 that at least 17% of land and inland water ecosystems should be conserved (Convention on Biological Diversity 2010). Nevertheless, even when this goal was reached (~16.6%), their quality fell short (UNEP 2021) because many protected areas were not placed in globally important sites but tended to be where it was cheap to conserve or easy to establish sites. The above highlights the urgency that protected areas have ecological integrity and/or high irreplaceability. The latest vision is central in the post-2020 Global Biodiversity Framework that seeks to protect 30% of the land (Convention on Biological Diversity 2021).

In Mexico, the Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) currently manages 185 Federal Protected Areas (FPA) that represent 90,958.374 hectares (10.94% of Mexico's territory) and supports 382 Areas Voluntarily Designated for Conservation (AVDC), which are areas of outstanding natural richness that indigenous peoples, social organizations and individuals and corporations allocate voluntarily to environmental conservation (CONANP 2022a).

The challenge is identifying protected areas (PAs) where they provide the highest conservation benefits for biodiversity. In this sense, defining priority areas for their conservation becomes essential to mitigate the processes that menace the species' persistence (Margules and Sarkar 2007, Wilson et al. 2009). This involves developing robust proposals against biodiversity loss (Pressey et al. 2007); however, since the resources for conservation are limited worldwide, the design of such proposals must aim to maximize investment performance. Spatial prioritization is an

analysis that assesses biological and related spatial data to build conservation proposals that optimize its impacts (Margules and Pressey 2000).

To identify optimal groups of protected areas that satisfy the principles of species representation and long-term persistence, we ideally need to know the distribution and abundance of every species (Politi et al. 2021). Nonetheless, it is almost impossible to have a complete account of species and their distribution data (Polasky et al. 2000, Bini et al. 2006); therefore, identifying critical areas for biodiversity can be a challenging task (Di Minin and Moilanen 2014). In response, distribution models of species are a common tool (Buechley et al. 2021) that allows making inferences about regions despite the lack of occurrence data within reasonable areas for historic accessibility and is helpful to mitigate biases in data (e.g., highway sampling) (Oliveira et al. 2016).

Spatial prioritization uses computational tools and analyses relevant to ecologically informed action assignment and/or mapping of alternate land usage (Kukkala and Moilanen 2013). The reserve or site selection algorithms are optimization methods used to identify the best possible conservation reserve networks (Kukkala and Moilanen 2013). Our work relies on the Zonation software (Lehtomäki & Moilanen, 2013; Moilanen et al., 2014) designed for ecologically based land use planning. This is useful for area selection and amplification by estimating landscape zones that yield high-performance impacts in investment and conservation achievements (Di Minin et al. 2014). It produces a hierarchical prioritization from the landscape conservation value attributable to each cell. At each iteration, cells are discarded according to the cell removal rule (Moilanen et al. 2014). Zonation has been widely used in the design, evaluation, and expansion of reserves (Di

Minin et al. 2016, Virtanen et al. 2018, Balbar and Metaxas 2019), connectivity of areas (Pouzols and Moilanen 2014), planning of land use (Di Minin et al. 2017, 2019, Zwiener et al. 2017), prevention of negative impacts of land use change (Gordon et al. 2009), and planning for conservation in the context of climate change (Kujala et al. 2013) among other works.

Our region of interest is the Sierra Madre del Sur (SMS), a biogeographic province in South-Central Mexico (Morrone 2017). Its paleoclimatic and geological history and the abrupt changes in elevation in short distances generate different microclimates have been associated with the diversification of amphibians resulting in a vast richness of species, high levels of endemism, and ecosystems (Luna-Vega et al. 2016, Jiménez-Arcos et al. 2019). Therefore, species that inhabit the SMS are remarkably important for conservation. On the other hand, touristic development, highway construction, overgrazing, excessive hunting, and urbanization are ongoing perturbations that severely affect this area (Morrone 2019). Unfortunately, actions that focus on mitigating the threats to the SMS are very few, with only 6 FPA (CONANP 2022b) and 85 AVDC (CONANP 2022c).

Given their large number of species, endemism, and threats, mountainous areas are simultaneously of great importance and highly vulnerable (Brooks et al. 2006). Thus, the main objective of this study is to assess the current protected area network for amphibians in the SMS and propose a possible expansion of protected areas, considering the persistence in time with future land-use change scenarios.

MATERIALS AND METHODS

Study Area. The Sierra Madre del Sur (SMS; Luna-Vega et al., 2016) is 1100 kilometers in length and has an average width of 120 km. It runs parallel to the Pacific Ocean from Jalisco to the Isthmus of Tehuantepec through the states of Guerrero, Jalisco, Michoacán, Oaxaca, and small areas of Puebla and Veracruz (Morrone 2019, Aragón-Parada et al. 2021). The SMS can be divided into three sub-provinces and five districts (Morrone 2017). The region's geology is comprised of rocks that span from the Precambrian to the Cenozoic period, which results in an extensive range of soil diversity (Aragón-Parada et al. 2021). Temperate climate (C) is the most prevalent, with a slight humidity fluctuation from temperate humid to subhumid, while warmer climates (A) spanning humid, subhumid, and semi-warm subtypes are present to a lesser extent (Hernández-Cerda et al. 2016). Vegetation types registered in the SMS are mostly distributed among coniferous and oak forests (47%), tropical deciduous forests (24%), and montane cloud forests (15%), with the rest (14%) split between tropical evergreen forests, tropical sub-deciduous forests, xerophytic scrub, grassland, and other vegetation types (Santiago-Alvarado et al. 2016).

In 2016, a total of 85 amphibian species were registered in the SMS biogeographic province (Flores-Villela & Ochoa-Ochoa, 2016). This number has grown and continues to grow as more species are being described (e.g., Grünwald et al., 2021); as such, current estimates likely underestimate the region's true diversity. The herpetofauna of the SMS is highly diverse, with an exceptional rate of endemism (Flores-Villela and Goyenechea 2003, Johnson et al. 2017) of nearly 75% in the SMS and 92% considering endemisms in Mexico (Flores-Villela et al. 2010).

Occurrence data. A list of amphibian species that inhabit the SMS was built based on the compilation by Flores-Villela & Ochoa-Ochoa (2016), with species registered from subsequent studies added (e.g., Alvarado-Díaz et al., 2013; Mata-Silva et al., 2021; Palacios-Aguilar and Flores-Villela, 2018), together with newly discovered species (e.g., Grünwald et al., 2019; Palacios-

Aguilar et al., 2020; Parra-Olea et al., 2016). Each species' international (IUCN, 2021) and national (NOM-059-SEMARNAT-2010 2019) threat status were included. The final list included 107 species distributed across 30 genera and 13 families (Appendix S1: Table S1). The taxonomy follows Frost (2021).

The occurrence data were obtained from 44 biological collections (Appendix S1: Table S2) and directly from articles of novel species discovery in the SMS (Appendix S1: Table S3). To identify imprecise records, presences were projected with the graphical interface ntbox (Osorio-Olvera et al. 2020), and those that did not match the distribution registered in IUCN (2021), Frost (2021) and AmphibiaWeb (2022a) were removed. All coordinates were converted to decimal degrees.

Species Distribution Models. The SMS, like many other regions in the tropics, is poorly understood in terms of taxonomy and species distribution. This shortcoming is inherent to biodiversity studies (Wilson et al. 2009), and to overcome it, estimates of distribution areas have been implemented through species distribution modeling (SDM). As this process is sensitive to the number of records per species, we created circular buffer zones to estimate the distribution areas of species with fewer than ten records (i.e., rare species and/or recently described species). These buffers include a 1.25 km radius around each data point and were rasterized for integration into the analyses. For species with more than ten records, SDM was performed as described below.

Occurrences outside the continental extension of Mexico were excluded through data processing. For records with the exact same locality (i.e., duplicated coordinates), only one record was retained to prevent a bias in geographic space. For the assignment of environmental attributes, the high-resolution CHELSA layers version 1.2 were used (Karger et al. 2017); these layers consist of rainfall and temperature estimations at a statistically reduced scale with a horizontal resolution of 30 arcseconds (~1km²). These 19 bioclimatic variables are commonly used for species distribution modeling. Moreover, it has been argued that CHELSA layers perform better than others such as

WorldClim that are based on interpolated methods (Morales-Barbero and Vega-Álvarez 2019). To reduce the impact of highly correlated bioclimatic variables that could lead to multicollinearity and overfitting, the variance inflation factor (VIF) was used to select uncorrelated variables, and a test for collinearity was performed with the R package *usdm* (Naimi 2017). The limit of the VIF test was set to 10, because a VIF greater than 10 is a signal that the model has a collinearity problem (Naimi et al., 2014).

Specific areas were used for calibration, model predictions, and historic accessibility of dispersal or available area (M) (Soberón et al. 2017). These areas were established based on the intersection of occurrence data and hydrological basins in Mexico, under the assumption that such regions can define the historically available areas and restriction zones specific to each species. For every species, a distribution model was estimated using MaxEnt in the R package *ENMeval* (Kass et al. 2021). This algorithm uses the principle of maximum entropy to compute the most probable distribution of a species in relation to presence localities and environmental variables (Elith et al. 2011). The model configuration differed depending on the number of records. Data partitioning with the Jackknife algorithm was used for training and testing models for species with under 25 records to mitigate spatial bias. For species with more than 25 records, the Block algorithm was employed to decrease spatial bias in sampling and spatial autocorrelation. The characteristics or change factors of predictive variables used were: “L”, “Q”, “H”, “LQ”, “LQH”, “LQHP”, and “LQHPT”, with “L” being linear, “Q” quadratic, “H” hinge, “P” product, and “T” threshold (Elith et al. 2011, Radosavljevic and Anderson 2014). Values of “RM” ranged from 0.5 to 4 with steps of 0.5. Selection criteria for best models (Appendix S1: Table S4) were as follows: high area under the curve (AUC) values, which indicate a model’s capability to distinguish presences and non-sampled places (background) (Merow et al. 2013); and low values of Minimum Training Presence' omission rate (ORmtp) and OR10, which are inverse to overfitting and complexity degrees (Zegarra et al. 2020). Selected models (logistic models) were transformed into binary using the "fixed sensitivity"

method, with a sensitivity of 0.9. This approach allowed us to obtain a threshold for each species to convert continuous model output to binary predictions of presence and absence. This methodology is particularly well-suited for modeling presence-only data (Peterson 2011). All procedures were performed in R 4.1.2 (R Core Team 2021).

Spatial prioritization. We used the software ZONATION 4.0.0 (Moilanen et al. 2014) to select conservation priority areas. This software establishes a hierarchical prioritization of areas, allowing the identification of key areas for conservation based on the distributions of species (Prieto-Torres et al. 2018). The software produces a balanced and complementary ranking of conservation priority, maximizing species occurrences while considering different “penalty” variables (Di Minin et al. 2014). Zonation produces a hierarchical prioritization of the conservation value across the landscape such that the most valuable 2% of land falls within the most valuable 10%. The software iteratively ranks (removes) cells from the landscape based on species occurrence levels, cost, and connectivity, among other considerations (Moilanen et al. 2014). The algorithm can be classified as a reverse, accelerated, iterative, heuristic algorithm that is divided into two parts: 1) The Zonation meta-algorithm, and 2) the cell removal rule (Moilanen et al. 2014).

We performed two different main prioritizations: one, an unconstrained map, without masking the extant FPAs and AVDCs (both designated here as PAs) to assess their performance in protecting amphibians in the SMS, and another, a constrained map, masking the PAs in order to identify optimal areas for PA network expansion. For each scenario, two removal rules were used: Core Area Zonation (CAZ) and Additive Benefit Function (ABF). CAZ retains the most significant areas of all species equally at the same cell loss rate, even if they have small distributions (Moilanen et al. 2014), which effectively takes into account the 41 amphibian species with restricted distributions. On the other hand, the ABF rule typically results in a reserve network that has on average higher performance over all species, but retains a lower minimum proportion of original distribution for the features that performed the worst compared to CAZ (Moilanen et al. 2014).

For the prioritization analyses, we included 107 amphibian species, a 2016 land-use cover layer (1:250,000) (INEGI 2011), and a mask with current PA (for the constrained run) (CONANP 2022d) within the SMS. In order to ensure the persistence through time of the priority areas, we incorporated three models of land-use change projected to 2060: “business as usual” (BAU), Green, and Worst-case scenarios. The BAU scenario uses the shared socioeconomic pathway 2 (SSP2) assumptions defined as ‘middle of the road,’ in which social, economic, and technological trends do not change markedly from historical patterns, and climatic data from representative concentration pathway 4.5 (RCP4.5) is used; the Green scenario is considered to be the sustainable path, and uses SSP1 socioeconomic data and RCP4.5 and RCP2.6 climatic variables; finally, the Worst-case scenario combines the SSP3 and RCP8.5 data (Mendoza-Ponce et al. 2018, 2020). Land use layers were reclassified into two classes, natural and anthropogenic. For each prioritization, we simultaneously used the current land cover layer and three future layers to obtain a conservative estimation whereby suitable areas are shared between all land use change scenarios.

For our prioritization analyses, we assigned positive weights to species according to their risk category and negative weights to current and future land use layers with anthropogenic covers. Positive values were assigned according to their IUCN and NOM-059 statuses as follows: IUCN: Critically Endangered (CR), 5; Endangered (EN), 4; Vulnerable (VU), 3; Near Threatened (NT), 2; Least concern (LC), 0; Data Deficient (DD), 1; Not Evaluated (NE), 1. NOM-059: in Danger of Extinction (P), 4; Threatened (A), 3; Subject to Special Protection (Pr), 2; Not Included (N), 1. Weights were calculated by summing the values of NOM-059 and IUCN scores and multiplying by 10, so that final values ranged from 10 to 80. Species’ distribution sizes were not included in weight calculations given that both the IUCN and NOM-059 consider this factor in their categories (NOM-059-SEMARNAT-2010 2019, IUCN 2022). Anthropogenic land uses were negatively weighted in order to remove these cells early in the prioritization while allowing the sites to still be considered during the planning process in the multi-criterion analyzes (Moilanen et al. 2014). This reflects the

fact that such land uses have negative effects on amphibian diversity (Cordier et al. 2021, Fulgence et al. 2022). Weight values were assigned so that the sum of the negative and positive weights equals zero, allowing a balanced solution for prioritization (Moilanen et al. 2011, Ramírez-Albores et al. 2021).

We used an edge removal function that forces Zonation to remove cells from the edges of the remaining landscape, effectively increasing the connectivity of priority and protected areas in the landscape (Moilanen et al. 2014). The warp factor was set to remove one cell per iteration, leading to a finer solution. In order to retain family-level assessment, the "group" function was turned on. We used the Boundary Length Penalty (BLP) (value = 0.15), which is a function that penalizes the boundary length of cells and directly promotes cell aggregation and, therefore, connectivity of protected areas (Moilanen et al. 2014).

We plotted two rank priority maps (Figure 1), one without masking the current PA network (unconstrained map), and one masking the current PA network (constrained map). Performance curves were plotted for all analyses (Figure 2), showing family and mean curves. These curves quantify the proportion of original occurrences retained for each biodiversity feature at each top fraction of the landscape chosen for conservation (Di Minin et al. 2014). This allowed us to compare mean, best, and worst family performance curves in each analysis and evaluate the different conservation needs of each group. We plotted rank maps for all analyses (Appendix S1: Figure S1) and made a consensus map with the areas for the two main Zonation analyses (evaluation of current areas and proposal zones to expand PA networks). The consensus maps were made comparing the priority ranges of the same cell for the ABF and CAZ solutions. In instances when they fell into the same priority range (top 2, 5, 10, 17, 30), this value was kept for the consensus; otherwise, the lowest priority rank between the two was retained for the cell. It is worth mentioning that when the cell values differed, they were never more than one range apart,

indicating that the consensus does not drastically differ from the values of the cells in the individual maps.

We assessed the current PA network by quantifying the proportion of top-priority areas under protection (Table 1). Additionally, we determined the prevalence of land use types present in top priorities to identify critical land uses (Table 2). We considered the 17% of Aichi target 11 (Convention on Biological Diversity 2010) given that within the SMS, several PAs are still far from that goal. We also considered 30% to reduce threats to biodiversity by 2030 (Convention on Biological Diversity 2021) because these targets must be seen as a way to increase areas towards a higher long-term global target (Larsen et al. 2013).

Finally, we identified and evaluated potential expansion areas to the current PA network. Expansion areas were selected from constrained prioritization, leading to select areas outside the present PAs. We chose low percentages (1, 3, and 5%) as modest starting points to show the powerful impact that conserving a minimum amount of area (i.e., through a conservation planning method) can have on amphibian species while maintaining feasible proposals. For this, we measured the percentages of the distribution areas per species for each family under current protection and in the expansion scenarios (Figure 3). We mapped these proposed expansion areas in relation to the current PAs (Figure 4). In a similar manner to this family-level assessment of improvement, we also evaluated the impact of PA expansions over international and Mexican risk categories (Table 3).

RESULTS

Species composition. The presence records database contained 16,947 unique geographic occurrences of 107 species (Appendix 1) from all three amphibian orders: one species of Gymnophiona (Dermophiidae), 30 Caudata species (Plethodontidae), and 76 Anura species from ten different families. Georeferenced data within the area was sufficient to generate 66 reliable Species

Distribution Models (SDM), displaying on average high values of AUC (> 0.8) and low values of omission rates ($OR_{mtp} < 0.03$ and $OR_{10p} < 0.1$). The occurrence data of 41 species were considered insufficient for SDMs fitting, so conservative buffers around presence records were used instead.

Regarding the risk status of the species, according to the IUCN, 51 species are classified as Threatened (VU = 11, EN = 25, CR = 15), only one as Near Threatened (NT), 45 as Least Concern (LC), 3 Data Deficient (DD), and seven species are Not Evaluated (NE). On the other hand, according to the Mexican national evaluation, NOM-059, only one species is considered at risk of extinction (P), 12 are threatened (A), 32 are subject to special protection, and 62 are not included (N). We highlight the large proportion (54%) of species under any IUCN international risk category, while under the NOM-059, 58% of species are not included in any category.

Spatial prioritization. Both of the prioritization analyses (ABF and CAZ) in the Zonation runs showed consistent spatial patterns, with cells in the top 30% always being classified in the same priority ranks. The priority rank maps (Figures 1 a-b) display the consensus top 30% priority areas of ABF and CAZ, allowing for the identification of areas that better account for amphibian richness and rarity within the SMS. These consensus areas are located in or near the following mountain chains: Sierra de Coalcomán, Sierra Guerrerense, Sierra Triqui-Mixteca, Cumbre de Dolores, Sierra de Valadez, Sierra de Pajaritos, Sierra de Yucuyacua, Sierra de Tlaxiaco, Sierra de Miahuatlán, Sierra de Ixtlán, and Sierra de Mixes.

Performance curves summarize the conservation coverage achieved in each top priority fraction (Figure 2) from the priority rank maps. Specifically, mean performance curves allow an overall evaluation of the prioritization, while family-level curves enable the detection of the detailed prioritization behavior by retaining taxonomic resolution. The comparison between mean performance curves of different cell removal rules showed that: i) the maximum slopes of mean curves lie within the protection of top 5% priority areas, representing the percentages with the best

protection efficiencies, and ii) the ABF removal rule that favors species richness performed slightly better than the CAZ rule that favors rarity. For instance, protection of the top 30% selected with ABF would retain, on average, ~70% and ~65% of the distribution ranges for unconstrained and constrained solutions, respectively, while CAZ would retain ~50% and 58%, respectively. Across all sets of prioritization parameters, the same families performed the best and worst, specifically Plethodontidae (salamanders) and Dermophiidae (caecilians), respectively (Figure 2). Protecting 10% of priority areas under any scenario would lead to an average protection of more than 50% of salamander ranges. On the contrary, protecting the same areas would consistently include less than 10% of caecilian ranges, making them the most challenging group to incorporate into priority zones.

Protected areas network evaluation. Comparing the prioritization areas and the current PAs (Table 1) revealed a failed protection of the highest priority areas for conserving amphibians. Surprisingly the current PA network protects only 3.9% of the top 30% priority areas, the equivalent of 554 km² out of the entire 14,217 km². This insufficiency in protection is amplified for higher priority ranks; for instance, the top 2% priority areas are only protected by 2.8% of current PAs. Another pattern that emerges is the differential efficiency of protecting areas within higher ranks between FPAs and AVDCs. Notably, a significantly higher proportion of these areas are AVDCs, accounting for 61% of the protected top 17%, and an astounding 100% of the protected top 2%. Finally, at the family taxonomic level, an average of only 3.4% of distribution ranges exist within PAs, with Craugastoridae and Microhylidae (Figure 3) constituting the most- and least-protected families, with an average of 6.4% and 1.6 % of their distribution ranges protected, respectively.

From quantifying the proportion of land use, we observed that most of the priority areas are occupied by natural use types (Table 2). Across all priority thresholds, temperate forests stand out as the most prevalent land use, accounting for more than 56% of coverage, followed by cloud forests (ranging from 11 to 18%) and seasonal agriculture (>10%). In general, zones with anthropized land uses are less prevalent in priority areas (< 5%), with the lone exception of seasonal agriculture.

Analyses incorporating future land uses allowed for the inclusion of currently anthropized land uses; for instance, areas currently destined for seasonal agriculture constitute ~13% of the top 2% priority areas.

Distinctions were also assessed across the different risk categories (Table 3). Current PAs protect only 13.6% of endangered species' distribution ranges under the national classification (NOM-059), while for IUCN classification, this value drops to 3.7% for critically endangered species, highlighting the need to create new areas for amphibian protection.

Identification of areas for expansion. In the constrained priority rank map (Figure 1b), we identified priority areas outside of the established PA network that could be selected for possible expansions according to the different thresholds. Under minimal expansion, incorporating the top 1% priority areas in the PA network would preserve an additional 29% of all species' distribution areas (Figure 3). Although proposed areas at the top 1% priority may appear isolated, further expansions of 3% or 5% would favor the proximity between these areas as this would incorporate land mostly from intermediate regions (Figure 4). Ideally, incorporating the top 17% priority areas (Figure 4, gray regions) would result in a network with three new large reserves (>1,000 km²), one in the central SMS longitudes, corresponding to the Sierra de Valadez, and two in the east, corresponding to the Sierra de Tlaxiaco and Sierra de Ixtlán, connected by widespread micro-reserves (<100 km²).

Expanding the PA network would achieve full coverage of certain distribution ranges for families with mostly range-restricted species (e.g., Plethodontidae, Hylidae, and Eleutherodactylidae). In the case of Plethodontidae, a minimal expansion (1%) would represent a conservation improvement of 52.5% on average. Surprisingly, protecting the top 1% priority areas would improve the protection of species classified as endangered under the national categorization up to 69.4% average protection of distribution ranges (Table 3). Considering the IUCN critically

endangered species, the current range protection of 3.7% would catapult to 40% on average. This tendency is observed across all risk categories, although to a slightly lesser extent (Table 3).

DISCUSSION

Species composition. Despite reported bias in sampling efforts (Flores-Villela and Ochoa-Ochoa 2016b) and the fact that much of the SMS constitutes remote areas difficult to access, the current state of georeferenced data for the region was sufficient to generate reliable SDMs. Data from 44 biological collections and species description articles were sufficient in extent and adequately screened for consistency with the literature. However, the amphibian species inventory stage cannot be considered complete given recent descriptions of new species (e.g., Jiménez-Arcos et al., 2019; Kaplan et al., 2020), which were included in this study with buffers but should be included in further conservation planning as sufficient occurrence data become available to generate SDMs.

Our findings show that a large proportion of species under any IUCN risk category does not correlate with conservation efforts focused on amphibians. Moreover, the combination of enhanced extinction rates (Cox et al. 2022) coupled with the omission of a large number of species included under any NOM-059 category poses a probable and worrying scenario in which amphibian species in the SMS are disappearing at a faster rate than their incorporation into national conservation agendas.

Spatial prioritization. Our work is one of the few that addresses the prioritization of amphibian species for the SMS biogeographic region. Nevertheless, some other works have focused either on particular ecosystems within the SMS such as cloud forests (Ochoa-Ochoa et al. 2017) and dry forests (Prieto-Torres et al. 2018), or specific taxa such as mammals, birds, or herpetofauna (Ceballos 2007, Urbina-Cardona and Flores-Villela 2010, Ramírez-Albores et al. 2021) while one study assessed amphibians within a portion of the SMS (González-Fernández et al. 2022). Among the largest contiguous priority areas of the constrained solution, we found that the one located in the

central longitudes of the SMS in the Sierra de Valadez was also identified in the state-level amphibian prioritization for Guerrero (González-Fernández et al. 2022). Additionally, our priority areas in the Sierra de Miahuatlán, Sierra de Yucuyuacua, Sierra Pajaritos, and Sierra de Valadez coincide with those identified in the prioritization for the herpetofauna of southeastern Mexico (Urbina-Cardona and Flores-Villela 2010). These findings provide evidence that the signal of these regions as priority areas are strong even at smaller and larger scales and under different methods of prioritizations.

The evaluation of performance curves for amphibian families was heterogeneous. The consistent high performance and heavy influence found for salamanders (Plethodontidae) might be explained by the recent discoveries of species with restricted distributions and under high-risk categories, which translate to the highest weights in Zonation runs. In contrast, the worst-performing group was the caecilians family Dermophiidae, whose performance curve followed a shallow curve below the diagonal, indicating that the loss of its distribution was even worse than under a scenario of randomly lost landscape. This is to say that that identifying higher priority areas for amphibians in general does not correspond to identifying specific priority areas for Dermophiidae. Their poor performance may be due to a variety of factors adding up: first, the family's conservation status of Least Concern translates to low weights for selecting priority areas, second, their distribution patterns, which are wide and disjunct from the rest of the families, occurring in Jalisco, Michoacán, Guerrero and Oaxaca (AmphibiaWeb 2022b), including the southern coastal plains. Our findings suggest that conservation efforts for caecilians should be tailored to their specific distribution patterns and ecological requirements, which may not be captured in a general approach based solely on amphibian diversity and conservation status.

Protected areas network evaluation. The poor protection of the highest priority areas for amphibian conservation may be the result of the historical establishment of PAs that mainly considered aspects such as scenic beauty, water resources, recreation activities, or other criteria (Aid

et al. 1997), which differ entirely from the focus on species persistence, their ecosystems, and landscape-scale conservation planning (Trombulak and Baldwin 2010). Also, an excessive emphasis on megafauna has been detected, which likely weakens the extent of amphibian protection by PA networks (Steigerwald et al. 2022) since the estimated subrogation effect of other taxa is inefficient for amphibian conservation (Escalante et al. 2020). This mismatch between PAs and priority areas is enhanced by the fact that the SMS is a region that hosts a huge amphibian diversity, a high proportion of endemism (Johnson et al., 2017; Montiel Canales and Goyenechea Mayer-Goyenechea, 2022), and the highest levels of economic marginality in the region (Aid et al. 1997).

The large proportion of protection contributed by AVDCs strongly accentuates the importance of conservation efforts outside of FPAs; in other words, the will of people towards voluntary conservation can have an immense impact. On the other hand, high levels of poverty and inequality in the region (Pardo et al. 2007), as well as the strong presence of drug cultivation of opium poppy and marijuana (Gaussens 2018, Fuentes Castillo and Ortiz-Rojas 2021), contribute to the socioeconomic context that hinders the development and persistence of these type of conservation strategies.

Evaluation of possible expansions. We found that the land uses most prevalent in top priority areas were temperate forests, cloud forests, and seasonal agriculture. Most priority areas are occupied by natural land uses, which could suggest that they are disjunct to the most conflictive sites in economic terms (such as anthropized sites). On the other hand, the fact that seasonal agriculture was the third most common land use points to the biological importance of these perturbed sites.

Although they may be currently considered sub-optimal for species to thrive, even in the worst-case scenarios of future land use there is the possibility that regeneration and reconversion will restore the suitability of these sites. The inclusion of future land use layers allowed us to not immediately discard sites by only considering their present-day status, but instead evaluate what they may represent for amphibians in the future. Given the effectiveness of PAs change over time (Riquelme

et al. 2018, Frederico et al. 2021, Chacón-Prieto et al. 2021, Andrade-Díaz et al. 2021), the use of future land use scenarios can be considered as an approximation to temporary persistence, providing a conservative proposal to ensure the maintenance of ecological viability and the integrity of populations in priority areas.

In accordance with the possible expansion areas to protect amphibians, previous studies have detected areas in the SMS as potential expansions of protected areas (Martin et al., 2022; Montiel Canales and Goyenechea Mayer-Goyenechea, 2022). Taking into account the physiographic particularities of the SMS and the restricted distributions of its amphibians, a planned strategy to achieve small goals, such as the protection of micro-endemic species, could be more effective. These also have other benefits, such as being more feasible politically and economically. The designation of micro-reserves could achieve a great conservation improvement for amphibians (Steigerwald et al. 2022); for instance, our evaluation of potential expansions found the SMS to be suitable for amphibian micro-reserve designation.

In Mexico, FPAs cover ~11% of the county (CONANP 2022e), although their distributions are unequal across biogeographic regions, with the SMS being among the least protected. If this condition is not countered and the tendency continues, even the national achievement of international conservation goals will not ensure the protection of such an important region. The establishment of protected areas alone will not ensure the integrity of species. Individual areas and the PA network as a whole must be managed equally and efficiently (Zafra-Calvo and Geldmann 2020) to achieve conservation goals. Currently, management plans in the SMS are available for 5 out of 6 FPAs (CONANP 2018); however, the quantity and impacts of PAs are very poor for amphibians in the region (Ochoa-Ochoa et al. 2009).

This work provides a robust approach for the spatial prioritization of amphibians in the SMS. However, incorporating additional data could improve the performance of the analysis for future evaluations. Specifically, further occurrence records of range-restricted species would

generate more robust SDMs, as well as layers of explicit land costs and socially conflictive zones, and the incorporation of other conservation tools such as municipal PAs.

CONCLUSIONS

The assessment of the PA network in the SMS reveals that it currently includes only a small fraction of top priority areas for amphibian conservation, providing unexceptional protection for the region's great amphibian diversity. Among the PAs, AVDCs constitute a large proportion of protected land, which highlights the importance of the will of the local people to conserve nature.

Our analyses show consistency in the areas identified within the 30% highest priority based on two different algorithms (ABF and CAZ) and between two accessible area scenarios (unconstrained and constrained). Likewise, priority areas for amphibians detected in this work coincide with other areas previously identified for various biological groups and at distinct scales. Using a consensus approach allowed for the incorporation of both species richness and rarity into the prioritization process. This aspect, in addition to the use of future models of land use, effectively generated a robust prioritization that contemplates fundamental concepts of systematic conservation planning.

Our findings indicate that expanding small percentages of conserved land in priority areas could have a significant impact on protecting the region's amphibian species, particularly those with restricted distributions and endangered species statuses. Plethodontidae, a group with many range-restricted and endangered species, would experience the greatest increase in the percentage of its distribution protected from these expansion scenarios.

The top priority areas identified here mostly match with natural land uses, which would avoid possible conflicts of interest. This work provides a robust analysis of amphibian conservation in the SMS that decision-makers could use in future expansions of the protected area network.

ACKNOWLEDGMENTS

This paper fulfills the requirements for DLF-R to obtain a M.Sc. degree (knowledge field: ecology) from the Posgrado en Ciencias Biológicas, Universidad Nacional Autónoma de México. DLF-R received a grant from the Consejo Nacional de Ciencias y Tecnología (CONACyT), CVU-1084896 and the Programa de Apoyo a Proyectos de Investigación e Innovación Tecnológica (PAPIIT-DGAPA-UNAM), grant 220321. We thank Tania Escalante-Espinosa and Julian Velasco-Vinasco for their comments that significantly improved the manuscript. We also thank David Prieto-Torres for his assessment of the design of the analyses. We are thankful to Alma Mendoza-Ponce for the assessment and sharing the land use layers. Finally, we thank the comments of the anonymous reviewers that improved the manuscript.

CONFLICT OF INTEREST STATEMENT

The authors declare no competing interests.

REFERENCES

- Aid, C. S., M. F. Carter, and A. T. Peterson, editors. 1997. Protected Areas of Western Mexico: Status, Management, and needs. A project of Colorado Bird Observatory.
- Alvarado-Díaz, J., I. Suazo-Ortuño, L. D. Wilson, and O. Medina-Aguilar. 2013. Patterns of physiographic distribution and conservation status of the herpetofauna of Michoacán , Mexico. *Amphibian & reptile conservation* 7:128–170.
- AmphibiaWeb. 2021. . https://amphibiaweb.org/cgi/amphib_query?rel-isocc=like&orderbyaw=Order&where-isocc=Mexico.
- Andrade-Díaz, M. S., A. R. Giraud, G. A. Marás, K. Didier, J. A. Sarquis, J. M. Díaz-Gómez, and D. A. Prieto-Torres. 2021. Austral Yungas under future climate and land-use changes scenarios: the importance of protected areas for long-term amphibian conservation. *Biodiversity and Conservation* 30:3335–3357.
- Aragón-Parada, J., A. Rodríguez, G. Munguía-Lino, J. A. De-Nova, M. M. Salinas-Rodríguez, and P. Carrillo-Reyes. 2021. Endemic vascular plants of the Sierra Madre del Sur, Mexico. *Botanical Sciences* 1:1–18.
- Balbar, A. C., and A. Metaxas. 2019. The current application of ecological connectivity in the design of marine protected areas. *Global Ecology and Conservation* 17:e00569.
- Barnosky, A. D., N. Matzke, S. Tomiya, G. O. U. Wogan, B. Swartz, T. B. Quental, C. Marshall, J. L. McGuire, E. L. Lindsey, K. C. Maguire, B. Mersey, and E. A. Ferrer. 2011. Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? *Nature* 471:51–57.
- Bini, L. M., J. A. F. Diniz-Filho, T. F. L. V. B. Rangel, R. P. Bastos, and M. P. Pinto. 2006. Challenging Wallacean and Linnean shortfalls: knowledge gradients and conservation planning in a biodiversity hotspot. *Diversity & Distributions* 12:475–482.

- Brooks, T. M., R. A. Mittermeier, G. A. B. Da Fonseca, J. Gerlach, M. Hoffmann, J. F. Lamoreux, C. G. Mittermeier, J. D. Pilgrim, and A. S. L. Rodrigues. 2006. Global biodiversity conservation priorities. *Science* 313:58–61.
- Brown, J. H. 2014. Why are there so many species in the tropics? *Journal of Biogeography* 41:8–22.
- Buechley, E. R., M. A. R. C. O. Girardello, A. Santangeli, A. D. Ruffo, G. Ayalew, Y. D. Abebe, D. R. Barber, R. Buij, K. Bildstein, B. A. Mahamued, M. H. C. Neate-Clegg, D. Ogada, P. P. Marra, T. S. Sillett, J. M. Thiollay, M. Wikelski, P. Yaworsky, and Ç. H. Şekercioğlu. 2021. Priority areas for vulture conservation in the Horn of Africa largely fall outside the protected area network. Bird Conservation International.
- Cadotte, M. W., K. Carscadden, and N. Mirotchnick. 2011. Beyond species: Functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. *Journal of Applied Ecology* 48:1079–1087.
- Ceballos, G. 2007. Conservation Priorities for Mammals in Megadiverse Mexico: The Efficiency of Reserve Networks. *Ecological Applications* 17:569–578.
- Ceballos, G., P. R. Ehrlich, and R. Dirzo. 2017. Biological annihilation via the ongoing sixth mass extinction signaled by vertebrate population losses and declines. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 30:E6089–E6096.
- Chacón-Prieto, F., C. Rodríguez-Soto, A. P. Cuervo-Robayo, J. C. C. Monroy, and D. Alagador. 2021. Protected areas in Central Mexico - are they fit in promoting species persistence under climate and land use changes? *Biological Conservation* 260:109186.
- CONANP. 2018. 100 años de conservación en México. 1917-2017: Áreas Naturales Protegidas de México. First edition. SEMARNAT-CONANP, México.
- CONANP. 2022a. Áreas Naturales Protegidas. <http://www.gob.mx/conanp/documentos/areas-naturales-protegidas-278226>.

- CONANP. 2022b. Áreas Naturales Protegidas. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO).
- CONANP. 2022c. Áreas destinadas voluntariamente a la conservación. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), Ciudad de México, México.
- CONANP. 2022d. Áreas Naturales Protegidas. Información espacial de las Áreas Naturales Protegidas. http://sig.conanp.gob.mx/website/pagsig/info_shape.htm.
- CONANP. 2022e. Áreas Naturales Protegidas de México.
http://sig.conanp.gob.mx/website/pagsig/datos_anp.htm.
- Convention on Biological Diversity. 2010. Aichi Biodiversity Targets. Secretariat of the Convention on Biological Diversity. <https://www.cbd.int/sp/targets/>.
- Convention on Biological Diversity. 2021. First draft of the post-2020 global biodiversity framework. Page 12. UNEP.
- Cordier, J. M., R. Aguilar, J. N. Lescano, G. C. Leynaud, A. Bonino, D. Miloch, R. Loyola, and J. Nori. 2021. A global assessment of amphibian and reptile responses to land-use changes. *Biological Conservation* 253:108863.
- Cowie, R. H., P. Bouchet, and B. Fontaine. 2022. The Sixth Mass Extinction: fact, fiction or speculation? *Biological Reviews*.
- Cox, N., B. E. Young, P. Bowles, M. Fernandez, J. Marin, G. Rapacciuolo, M. Böhm, T. M. Brooks, S. B. Hedges, C. Hilton-Taylor, M. Hoffmann, R. K. B. Jenkins, M. F. Tognelli, G. J. Alexander, A. Allison, N. B. Ananjeva, M. Auliya, L. J. Avila, D. G. Chapple, D. F. Cisneros-Heredia, H. G. Cogger, G. R. Colli, A. de Silva, C. C. Eiseberg, J. Els, A. Fong G., T. D. Grant, R. A. Hitchmough, D. T. Iskandar, N. Kidera, M. Martins, S. Meiri, N. J. Mitchell, S. Molur, C. de C. Nogueira, J. C. Ortiz, J. Penner, A. G. J. Rhodin, G. A. Rivas, M.-O. Rödel, U. Roll, K. L. Sanders, G. Santos-Barrera, G. M. Shea, S. Spawls, B. L.

- Stuart, K. A. Tolley, J.-F. Trape, M. A. Vidal, P. Wagner, B. P. Wallace, and Y. Xie. 2022. A global reptile assessment highlights shared conservation needs of tetrapods. *Nature* 605.
- Culumber, Z. W., J. M. Anaya-Rojas, W. W. Booker, A. P. Hooks, E. C. Lange, B. Pluer, N. Ramírez-Bullón, and J. Travis. 2019. Widespread biases in ecological and evolutionary studies. *BioScience* 69:631–640.
- Di Minin, E., T. M. Brooks, T. Toivonen, S. H. M. Butchart, V. Heikinheimo, J. E. M. Watson, N. D. Burgess, D. W. S. Challender, B. Goettsch, R. Jenkins, and A. Moilanen. 2019. Identifying global centers of unsustainable commercial harvesting of species. *Science Advances* 5:eaau2879.
- Di Minin, E., R. Slotow, L. T. B. Hunter, F. Montesino Pouzols, T. Toivonen, P. H. Verburg, N. Leader-Williams, L. Petracca, and A. Moilanen. 2016. Global priorities for national carnivore conservation under land use change. *Scientific Reports* 6:23814.
- Di Minin, E., A. Soutullo, L. Bartesaghi, M. Rios, M. N. Szephegyi, and A. Moilanen. 2017. Integrating biodiversity, ecosystem services and socio-economic data to identify priority areas and landowners for conservation actions at the national scale. *Biological Conservation* 206:56–64.
- Elith, J., S. J. Phillips, T. Hastie, M. Dudík, Y. E. Chee, and C. J. Yates. 2011. A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and Distributions* 17:43–57.
- Escalante, T., A. M. Varela-Anaya, E. A. Noguera-Urbano, L. M. Elguea-Manrique, L. M. Ochoa-Ochoa, A. L. Gutiérrez-Velázquez, P. Reyes-Castillo, H. M. Hernández, C. Gómez-Hinostrosa, A. G. Navarro-Sigüenza, O. Téllez-Valdés, and C. Rodríguez-Soto. 2020. Evaluation of five taxa as surrogates for conservation prioritization in the Transmexican Volcanic Belt, Mexico. *Journal for Nature Conservation* 54:125800.

- Flores-Villela, O. A., L. Canseco-Márquez, and L. M. Ochoa-Ochoa. 2010. Geographic distribution and Conservation of the Mexican Herpetofauna of the Central Highlands. *Conservation of Mesoamerican Amphibians and Reptiles*:18–35.
- Flores-Villela, O. A., and I. Goyenechea. 2003. Patrones de distribución de anfibios y reptiles en México. Una perspectiva latinoamericana de la biogeografía. CONABIO-Universidad Nacional Autónoma de México.
- Flores-Villela, O., and L. M. Ochoa-Ochoa. 2016a. Estado de conocimiento y conservación de la herpetofauna de la Sierra Madre del Sur. Pages 367–380 in I. Luna-Vega, D. Espinosa, and R. Contreras-Medina, editors. *Biodiversidad de la Sierra Madre del Sur: Una síntesis preliminar*. Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México.
- Flores-Villela, and L. M. Ochoa-Ochoa. 2016b. Estado de conocimiento y conservación de la herpetofauna de la Sierra Madre del Sur. Pages 367–380 in I. Luna-Vega, D. Espinosa, and R. Contreras-Medina, editors. *Biodiversidad de la Sierra Madre del Sur: Una síntesis preliminar*. Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México.
- Frederico, R. G., M. S. Dias, C. Jézéquel, P. A. Tedesco, B. Hugueny, J. Zuanon, G. Torrente-Vilara, H. Ortega, M. Hidalgo, K. Martens, J. Maldonado-Ocampo, and T. Oberdorff. 2021. The representativeness of protected areas for Amazonian fish diversity under climate change. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 31:1158–1166.
- Frost, D. R. 2021. *Amphibian Species of the World: an Online Reference*. Version 6.1. <https://amphibiansoftheworld.amnh.org/>.
- Fuentes Castillo, M. E., and K. Ortiz-Rojas. 2021. Adopción de un cultivo ilícito como medio de subsistencia: el caso de la amapola en una zona rural de Guerrero, México. *Intersticios Sociales*.
- Fulgence, T. R., D. A. Martin, R. Randriamanantena, R. Botra, E. Befidimanana, K. Osen, A. Wurz, H. Kreft, A. Andrianarimisa, and F. M. Ratsavina. 2022. Differential responses of

- amphibians and reptiles to land-use change in the biodiversity hotspot of north-eastern Madagascar. *Animal Conservation* 25:492–507.
- Gaussens, P. 2018. The other red mountain: opium poppy cultivation in Guerrero. *Textual*:33–69.
- González-Fernández, A., C. González-Salazar, A. Sunny, F. Ruíz-Gutiérrez, and C. Chávez. 2022. Determination of priority areas for amphibian conservation in Guerrero (Mexico), through systematic conservation planning tools. *Journal for Nature Conservation* 68:126235.
- Gordon, A., D. Simondson, M. White, A. Moilanen, and S. A. Bekessy. 2009. Integrating conservation planning and landuse planning in urban landscapes. *Landscape and Urban Planning* 91:183–194.
- Govind, P. J. 2020. Extinction in the anthropocene and moving toward an ethic of responsibility. *Griffith Law Review* 29:534–560.
- Grünwald, C. I., H. Franz-Chávez, K. I. Morales-Flores, I. T. Ahumada-Carrillo, and J. M. Jones. 2019. A rare new treefrog of the genus *Sarcohyala* (Anura: Hylidae) from Guerrero, Mexico. *Zootaxa* 4712:345–364.
- Grünwald, C. I., J. Reyes-Velasco, H. Franz-Chávez, K. I. M. Flores, I. T. Ahumada-Carrillo, C. M. Rodriguez, and J. M. Jones. 2021. Two new species of *Eleutherodactylus* (Anura: Eleutherodactylidae) from Southern Mexico, with comments on the taxonomy of related species and their advertisement calls. *Amphibian and Reptile Conservation* 15:1–35.
- Hayes, T. B., P. Falso, S. Gallipeau, and M. Stice. 2010. The cause of global amphibian declines: A developmental endocrinologist's perspective. *Journal of Experimental Biology* 213:921–933.
- Hernández-Cerda, M. E., E. Azpra-Romero, and V. Aguilar-Zamora. 2016. Condiciones climáticas de la Sierra Madre del Sur. Page 528 *Biodiversidad de la Sierra Madre del Sur*. Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México.

- Hocking, D. J., K. J. Babbitt, and D. J. Hocking. 2014. Amphibian contributions to ecosystem services. *Herpetological Conservation and Biology* 9:1–17.
- Howard, S. D., and D. P. Bickford. 2014. Amphibians over the edge: Silent extinction risk of Data Deficient species. *Diversity and Distributions* 20:837–846.
- INEGI. 2011. Conjunto de Datos Vectoriales de Uso del Suelo y Vegetación. Instituto.pdf. Instituto Nacional de Geografía y Estadística, Aguascalientes, México.
- IUCN. 2021. The IUCN Red List of Threatened Species. <https://www.iucnredlist.org/en>.
- IUCN. 2022. What are The IUCN Red List Categories and Criteria? <https://www.iucnredlist.org/en>.
- Jiménez-Arcos, V. H., R. A. Calzada-Arciniega, L. A. Alfaro-Juantorena, L. D. Vázquez-Reyes, C. Blair, and G. Parra-Olea. 2019. A new species of *Charadrahyla* (Anura: Hylidae) from the cloud forest of western Oaxaca, Mexico. *Zootaxa* 4554:371.
- Johnson, J. D., D. W. Larry, V. Mata-Silva, E. García-Padilla, and D. L. Desantis. 2017. The endemic herpetofauna of Mexico: organisms of global significance in severe peril. 4:544–621.
- Kaplan, M., P. Heimes, and R. Aguilar. 2020. A new species of *Sarcohyala* (Anura: Hylidae: Hylini) from the Sierra Madre del Sur of Guerrero and Estado de México, México. *Zootaxa* 4743:382–390.
- Karger, D. N., O. Conrad, J. Böhrner, T. Kawohl, H. Kreft, R. W. Soria-Auza, N. Zimmermann, H. P. Linder, and M. Kessler. 2017. Climatologies at high resolution for the Earth land surface areas. *arXiv*:1–19.
- Kass, J. M., R. Muscarella, P. G. Galante, C. L. Bohl, G. E. Pinilla-Buitrago, R. A. Boria, M. Soley-Guardia, and R. P. Anderson. 2021. ENMeval 2.0: Redesigned for customizable and reproducible modeling of species' niches and distributions.
- Kujala, H., A. Moilanen, M. B. Araújo, and M. Cabeza. 2013. Conservation Planning with Uncertain Climate Change Projections. *PLoS ONE* 8:e53315.

- Kukkala, A. S., and A. Moilanen. 2013. Core concepts of spatial prioritisation in systematic conservation planning. *Biological Reviews* 88:443–464.
- Larsen, F. W., W. R. Turner, and R. A. Mittermeier. 2013. Will protection of 17% of land by 2020 be enough to safeguard biodiversity and critical ecosystem services? *Oryx* 49:74–79.
- Lehtomäki, J., and A. Moilanen. 2013. Methods and workflow for spatial conservation prioritization using Zonation. *Environmental Modelling & Software* 47:128–137.
- Luna-Vega, I., D. Espinosa, and R. Contreras-Mediana. 2016. Introducción al estudio de la Biodiversidad de la Sierra Madre del Sur: Una visión general. LIBRUNAM, Ciudad de México, México.
- Margules, C. R., and R. L. Pressey. 2000. A framework for systematic conservation planning. *Nature* 405:243–253.
- Margules, and Sarkar. 2007. *Systematic Conservation Planning*. Cambridge University Press, United Kingdom, Cambridge.
- Martin, T. E., G. C. Bennett, A. Fairbairn, and A. O. Mooers. 2022. ‘Lost’ taxa and their conservation implications. *Animal Conservation*:acv.12788.
- Mata-Silva, V., E. García-Padilla, A. Rocha, D. L. Desantis, J. D. Johnson, A. Ramírez-Bautista, and L. D. Wilson. 2021. A reexamination of the herpetofauna of Oaxaca, Mexico: Composition update, physiographic distribution, and conservation commentary. Page *Zootaxa*.
- Mendoza-Ponce, A., R. Corona-Núñez, F. Kraxner, S. Leduc, and P. Patrizio. 2018. Identifying effects of land use cover changes and climate change on terrestrial ecosystems and carbon stocks in Mexico. *Global Environmental Change* 53:12–23.
- Mendoza-Ponce, A. V., R. O. Corona-Núñez, F. Kraxner, and F. Estrada. 2020. Spatial prioritization for biodiversity conservation in a megadiverse country. *Anthropocene* 32.
- Merow, C., M. J. Smith, and J. A. Silander. 2013. A practical guide to MaxEnt for modeling species’ distributions: What it does, and why inputs and settings matter. *Ecography* 36:1058–1069.

- Di Minin, E., and A. Moilanen. 2014. Improving the surrogacy effectiveness of charismatic megafauna with well-surveyed taxonomic groups and habitat types. *Journal of Applied Ecology* 51:281–288.
- Di Minin, E., V. Veach, J. Lehtomäki, F. M. Pouzols, and A. Moilanen. 2014. A quick introduction to Zonation. Version 1 (for Zv4). User Manual. Helsinki.
- Moilanen, A., B. J. Anderson, F. Eigenbrod, A. Heinemeyer, D. B. Roy, S. Gillings, P. R. Armsworth, K. J. Gaston, and C. D. Thomas. 2011. Balancing alternative land uses in conservation prioritization. *Ecological Applications* 21:1419–1426.
- Moilanen, A., F. M. Pouzols, L. Meller, V. Veach, A. Arponen, J. Leppanen, and H. Kujala. 2014. Spatial conservation planning methods and software. Version 4. User Manual.
- Montiel Canales, G., and I. Goyenechea Mayer Goyenechea. 2022. Amphibian areas of endemism: A conservation priority in the threatened Mexican cloud forest. *Vertebrate Zoology* 72:235–244.
- Morales-Barbero, J., and J. Vega-Álvarez. 2019. Input matters matter: Bioclimatic consistency to map more reliable species distribution models. *Methods in Ecology and Evolution* 10:212–224.
- Morrone, J. J. 2017. Biogeographic regionalization of the Sierra Madre del Sur province, Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 88:710–714.
- Morrone, J. J. 2019. Regionalización biogeográfica y evolución biótica de México: encrucijada de la biodiversidad del Nuevo Mundo. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 90:1–68.
- Naimi, B., Hamm, N. A. S., Groen, T. A., Skidmore, A. K., & Toxopeus, A. G. (2014). Where is positional uncertainty a problem for species distribution modelling? *Ecography*, 37(2), 191–203. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2013.00205.x>
- Naimi, B. 2017. Package “usdm”. Uncertainty Analysis for Species Distribution Models.

- NOM-059-SEMARNAT-2010. 2019. Modificación del Anexo Normativo III, Lista de especies en riesgo.
- Ochoa-Ochoa, L. M., N. R. Mejía-Domínguez, and J. Bezaury-Creel. 2017. Priorización para la conservación de los bosques de niebla en México. *Ecosistemas* 26:27–37.
- Ochoa-Ochoa, J. N. Urbina-Cardona, L.-B. Vázquez, O. Flores-Villela, and J. Bezaury-Creel. 2009. The Effects of Governmental Protected Areas and Social Initiatives for Land Protection on the Conservation of Mexican Amphibians. *PLoS ONE* 4:e6878.
- Oliveira, U., A. P. Paglia, A. D. Brescovit, C. J. B. de Carvalho, D. P. Silva, D. T. Rezende, F. S. F. Leite, J. A. N. Batista, J. P. P. P. Barbosa, J. R. Stehmann, J. S. Ascher, M. F. de Vasconcelos, P. De Marco, P. Löwenberg-Neto, P. G. Dias, V. G. Ferro, and A. J. Santos. 2016. The strong influence of collection bias on biodiversity knowledge shortfalls of Brazilian terrestrial biodiversity. *Diversity and Distributions* 22:1232–1244.
- Osorio-Olvera, L., A. Lira-Noriega, J. Soberón, A. Townsend Peterson, M. Falconi, R. G. Contreras-Díaz, E. Martínez-Meyer, V. Barve, and N. Barve. 2020. *ntbox*: an R package with graphical user interface for modeling and evaluating multidimensional ecological niches.
- Palacios-Aguilar, R., A. Y. Cisneros-Bernal, J. D. Arias-Montiel, and G. Parra-Olea. 2020. A new species of *Bolitoglossa* (Amphibia: Plethodontidae) from the central highlands of Guerrero, Mexico. *Canadian Journal of Zoology* 98:359–365.
- Palacios-Aguilar, R., and O. Flores-Villela. 2018. An updated checklist of the herpetofauna from Guerrero, Mexico. *Zootaxa* 4422:1–24.
- Pardo, M. S., L. F. López-Calva, and Á. Meléndez. 2007. Poniendo a la pobreza de ingresos y a la desigualdad en el mapa de México. *economía mexicana NUEVA ÉPOCA*:65.
- Parra-Olea, G., S. M. Rovito, M. García-París, J. A. Maisano, D. B. Wake, and J. Hanken. 2016. Biology of tiny animals: Three new species of minute salamanders (Plethodontidae:

- Thorius) from Oaxaca, Mexico. *PeerJ* 2016.
- Peterson, A. T., editor. 2011. *Ecological niches and geographic distributions*. Princeton University Press, Princeton, N.J.
- Polasky, S., J. D. Camm, A. R. Solow, B. Csuti, D. White, and R. Ding. 2000. Choosing reserve networks with incomplete species information. *Biological Conservation* 94:1–10.
- Politi, N., L. Rivera, S. Martinuzzi, V. C. Radeloff, and A. M. Pidgeon. 2021. Conservation prioritization when species distribution data are scarce. *Landscape and Urban Planning* 210:104067.
- Pouzols, F. M., and A. Moilanen. 2014. A method for building corridors in spatial conservation prioritization. *Landscape Ecology* 29:789–801.
- Pressey, B. 2014. A to-do list for the world's parks. *Nature* 515:28–31.
- Pressey, R. L., M. Cabeza, M. E. Watts, R. M. Cowling, and K. A. Wilson. 2007. Conservation planning in a changing world. *Trends in Ecology and Evolution* 22:583–592.
- Prieto-Torres, D. A., J. Nori, and O. R. Rojas-Soto. 2018. Identifying priority conservation areas for birds associated to endangered Neotropical dry forests. *Biological Conservation* 228:205–214.
- R Core Team. 2021. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Radosavljevic, A., and R. P. Anderson. 2014. Making better Maxent models of species distributions: Complexity, overfitting and evaluation. *Journal of Biogeography* 41:629–643.
- Ramírez-Albores, J. E., D. A. Prieto-Torres, A. Gordillo-Martínez, L. E. Sánchez-Ramos, and A. G. Navarro-Sigüenza. 2021. Insights for protection of high species richness areas for the conservation of Mesoamerican endemic birds. *Diversity and Distributions* 27:18–33.
- Riquelme, C., S. A. Estay, R. López, H. Pastore, M. Soto-Gamboa, and P. Corti. 2018. Protected areas' effectiveness under climate change: a latitudinal distribution projection of an

endangered mountain ungulate along the Andes Range. *PeerJ* 6:e5222.

Santiago-Alvarado, M., G. Montaña-Arias, and D. Espinosa. 2016. Áreas de endemismo de la Sierra Madre del Sur. Page 528 *Biodiversidad de la Sierra Madre del Sur*. Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México.

Scheele, B. C., F. Pasmans, L. F. Skerratt, L. Berger, A. Martel, W. Beukema, A. A. Acevedo, P. A. Burrowes, T. Carvalho, A. Catenazzi, I. De La Riva, M. C. Fisher, S. V. Flechas, C. N. Foster, P. Frías-Álvarez, T. W. J. Garner, B. Gratwicke, J. M. Guayasamin, M. Hirschfeld, J. E. Kolby, T. A. Kosch, E. La Marca, D. B. Lindenmayer, K. R. Lips, A. V. Longo, R. Maneyro, C. A. McDonald, J. Mendelson, P. Palacios-Rodríguez, G. Parra-Olea, C. L. Richards-Zawacki, M. O. Rödel, S. M. Rovito, C. Soto-Azat, L. F. Toledo, J. Voyles, C. Weldon, S. M. Whitfield, M. Wilkinson, K. R. Zamudio, and S. Canessa. 2019. Amphibian fungal panzootic causes catastrophic and ongoing loss of biodiversity. *Science* 363:1459–1463.

Soberón, J., L. Osorio-Olvera, and T. Peterson. 2017. Diferencias conceptuales entre modelación de nichos y modelación de áreas de distribución. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 88:437–441.

Steigerwald, E., J. Oshiro, J. Chen, V. Vredenburg, A. Catenazzi, and M. Koo. 2022. Small is big: A new conservation paradigm for amphibians. preprint, Biodiversity.

Trombulak, S. C., and R. F. Baldwin, editors. 2010. *Landscape-scale Conservation Planning*. Springer Netherlands, Dordrecht.

Turvey, S. T., and J. J. Crees. 2019. Extinction in the Anthropocene. *Current Biology* 29:R982–R986.

UNEP. 2021, May 19. World met target for protected area coverage on land, but quality must improve. <http://www.unep.org/news-and-stories/press-release/world-met-target-protected-area-coverage-land-quality-must-improve>.

- Urbina-Cardona, J. N., and O. Flores-Villela. 2010. Ecological-Niche Modeling and Prioritization of Conservation-Area Networks for Mexican Herpetofauna: Niche Models and Conservation-Area Prioritization. *Conservation Biology* 24:1031–1041.
- Venter, O., R. A. Fuller, D. B. Segan, J. Carwardine, T. Brooks, S. H. M. Butchart, M. Di Marco, T. Iwamura, L. Joseph, D. O’Grady, H. P. Possingham, C. Rondinini, R. J. Smith, M. Venter, and J. E. M. Watson. 2014. Targeting Global Protected Area Expansion for Imperiled Biodiversity. *PLoS Biology* 12:e1001891.
- Virtanen, E. A., M. Viitasalo, J. Lappalainen, and A. Moilanen. 2018. Evaluation, Gap Analysis, and Potential Expansion of the Finnish Marine Protected Area Network. *Frontiers in Marine Science* 5:402.
- Wake, D. B., and M. S. Koo. 2018. Amphibians. *Current Biology* 28:R1237–R1241.
- West, J. 2018. Importance of Amphibians: A Synthesis of Their Environmental Functions, Benefits to Humans, and Need for Conservation. Bridgewater State University.
- Wilson, K. A., M. Cabeza, and C. J. Klein. 2009. Fundamental concepts of spatial conservation prioritization. Pages 16–27 in C. Klein, editor. *Spatial Conservation Prioritization: Quantitative Methods and Computational Tools*.
- Zafra-Calvo, N., and J. Geldmann. 2020. Protected areas to deliver biodiversity need management effectiveness and equity. *Global Ecology and Conservation* 22:e01026.
- Zegarra, O., J. Pacheco, and V. Pacheco. 2020. Distributional patterns of the Brazilian free-tailed bat *tadarida brasiliensis* in the Peruvian territory. *Therya* 11:495–507.
- Zwiener, V. P., A. A. Padial, M. C. M. Marques, F. V. Faleiro, R. Loyola, and A. T. Peterson. 2017. Planning for conservation and restoration under climate and land use change in the Brazilian Atlantic Forest. *Diversity and Distributions* 23:955–966.

Tables

Table 1. Protected Areas network evaluation (unconstrained prioritization). Percentages of area under protection are shown for each priority range. A distinction is made between FPAs and AVDCs.

Top priority (%)	Total area (km ²)	Area inside FPAs (km ²)	Area inside AVDCs (km ²)	Area under protection (km ²)	Percentage inside FPAs (%)	Percentage inside AVDCs (%)	Percentage under protection (%)
2	877.2	0.0	24.9	24.9	0.0	2.8	2.8
5	2,205.6	59.1	62.2	121.3	2.7	2.8	5.5
10	4,467.1	99.5	115.1	214.6	2.2	2.6	4.8
17	7,742.8	99.5	155.5	255.1	1.3	2.0	3.3
30	14,216.4	357.7	196.0	553.7	2.5	1.4	3.9
50	25,490.0	1,291.0	255.1	1,546.1	5.1	1.0	6.1
80	48,108.7	1,493.2	472.8	1,966.0	3.1	1.0	4.1
100	87,025.0	1,692.3	855.5	2,547.8	1.9	1.0	2.9

Abbreviations: FPAs, Federal Protected Areas; AVDCs, Areas Voluntarily Designated for Conservation.

Table 2. Land uses in top priority areas (unconstrained prioritization). Percentages by vegetation type are shown for each priority range. The first six correspond to natural land uses types and the last four to anthropized environments. Land use classification follows Mendoza-Ponce et al., 2018.

Land use	Top 30% percentage	Top 17% percentage	Top 10% percentage	Top 5% percentage	Top 2% percentage
Temperate Forest	62.44	60.76	59.37	59.89	56.89
Cloud Forest	11.91	16.37	18.38	17.82	18
Scrubland	0.17	0.09	0.03	0.06	0.07
Tropical	2.62	3.1	1.65	0.48	0.95
Evergreen Forest					
Tropical Dry Forest	6.34	4.53	4.77	6.18	3.4
Other Vegetation	0.38	0.26	0.05	0.09	0.22
Pasture	5.51	3.96	4.25	3.85	5.85
Seasonal Agriculture	10.07	10.25	10.51	10.14	13.13
Irrigated Agriculture	0.32	0.41	0.64	0.99	0.94
Urban	0.23	0.27	0.34	0.46	0.48

Table 3. Improvement of protection by risk category. The current extent of protection with PAs is shown, as well as that achieved under different expansion scenarios by international (IUCN) and national (NOM-059) risk categories.

Classification	Status	Current protection (%)	Protection at 1% expansion (%)	Protection at 3% expansion (%)	Protection at 5% expansion (%)	Protection at 17% expansion (%)
IUCN						
	CR	3.7	69.4	82.4	83.3	90.8
	EN	3.4	38.5	62.5	68.8	79.9
	VU	8.1	27	40.5	45	57.3
	NT	0.8	2	4.5	8	34.6
	LC	2.6	5.6	7.9	11.1	24.8
	NE	2.5	40.7	85.9	86	88
	DD	0	88.9	100	100	100
NOM-059						
	P	13.6	40.9	100	100	100
	A	3.7	28.3	56.9	64.1	76.3
	Pr	3.5	14	21	25	41.5
	N	3.2	37.1	49.7	52.1	60.2

Abbreviations: IUCN, International Union for Conservation of Nature; CR, Critically Endangered; EN, Endangered; VU, Vulnerable; NT, Near Threatened; LC, Least Concern; NE, Not Evaluated; DD, Data Deficient. NOM-059, Norma Oficial Mexicana 059; P, in danger of extinction; A, threatened; Pr, subject to special protection; N, not included.

Figure captions

Figure 1. Consensus priority rank maps across the SMS. Each map is the result of two Zonation runs: one with ABF and the other with CAZ. a) Unconstrained priority rank map that includes PAs area. b) Constrained priority rank map that does not include PAs, so that highest priorities are constrained to outside the present PA network. Polygons in red shows the current PA network.

Figure 2. Zonation performance curves. Performance curves show how much of a species' area of distribution is lost (y axis) in correspondence with the loss of the total protected area across the landscape (x axis) during each Zonation run. a) and b) correspond to the unconstrained Zonation run. c) and d) are performance curves of the constrained Zonation run. a) performance curve with ABF, b) performance curve with CAZ. c) performance curve with ABF, d) performance curve with CAZ. Color scales correspond with priority rank maps, (a-b with Figure 1a, and c-d with Figure 1b). The top 17% and 30% are presented in dashed gray lines to represent the international land conservation agreements for biodiversity conservation (Convention on Biological Diversity 2010, UNEP 2021).

Figure 3. Impact by family of potential expansion scenarios of protected areas. The extent of each family's distribution area under protection by the current PAs and by possible expansions (1, 3, 5 and 17%) are observed. Circles represent families with only one species in the SMS.

Figure 4. Potential areas for expansion of the current PA system under expansion scenarios of 1, 3, 5, and 17%. Currently established PAs within the SMS are shown in red.

Figures

Figure 1

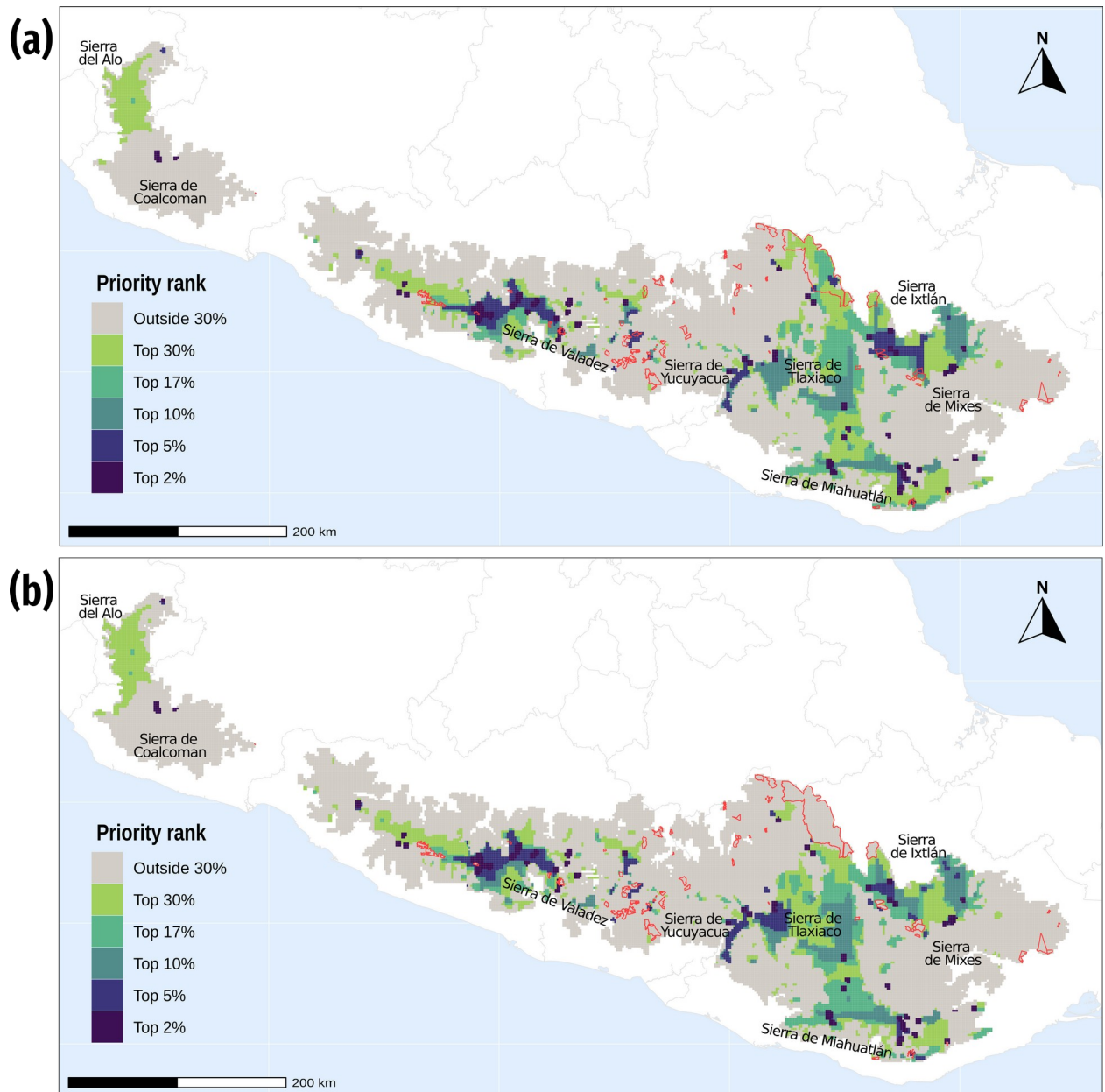


Figure 2

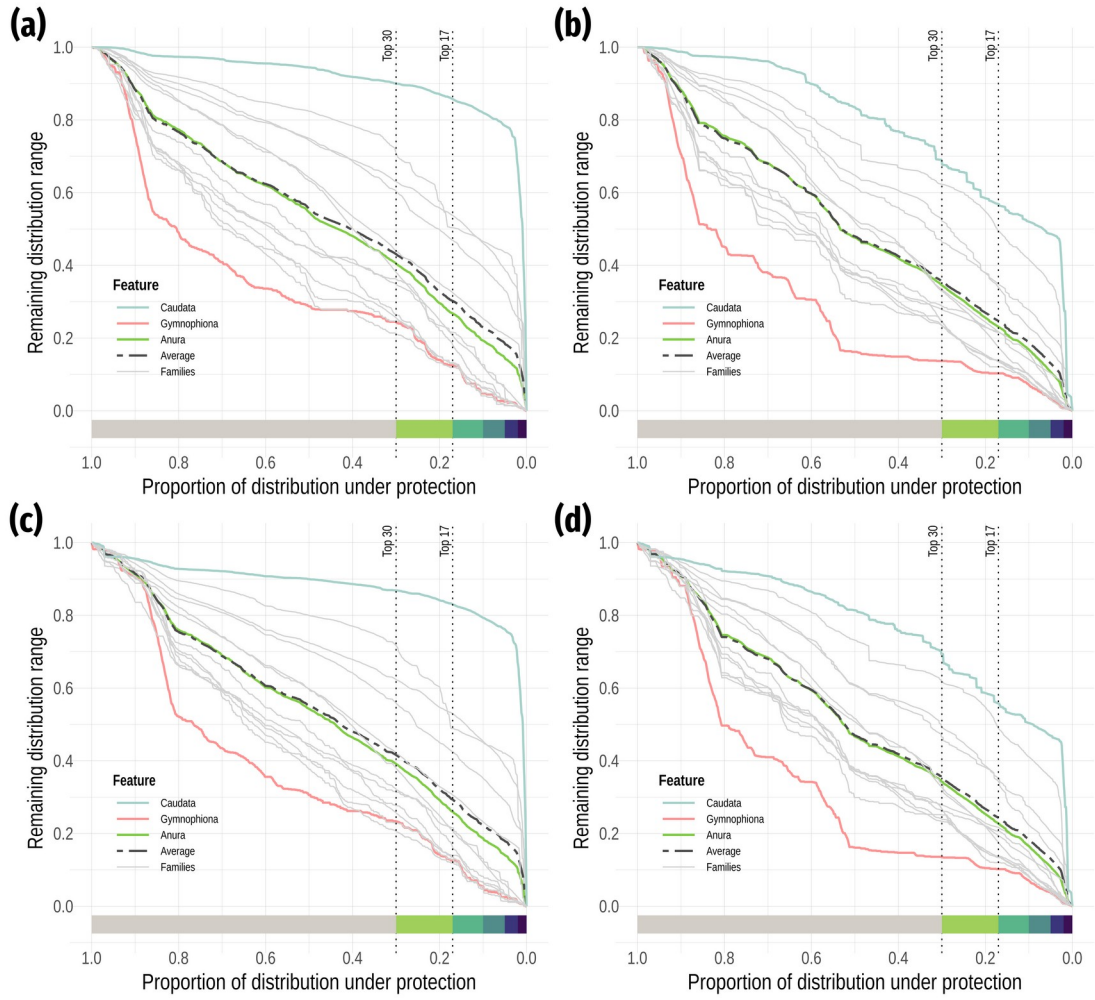


Figure 3

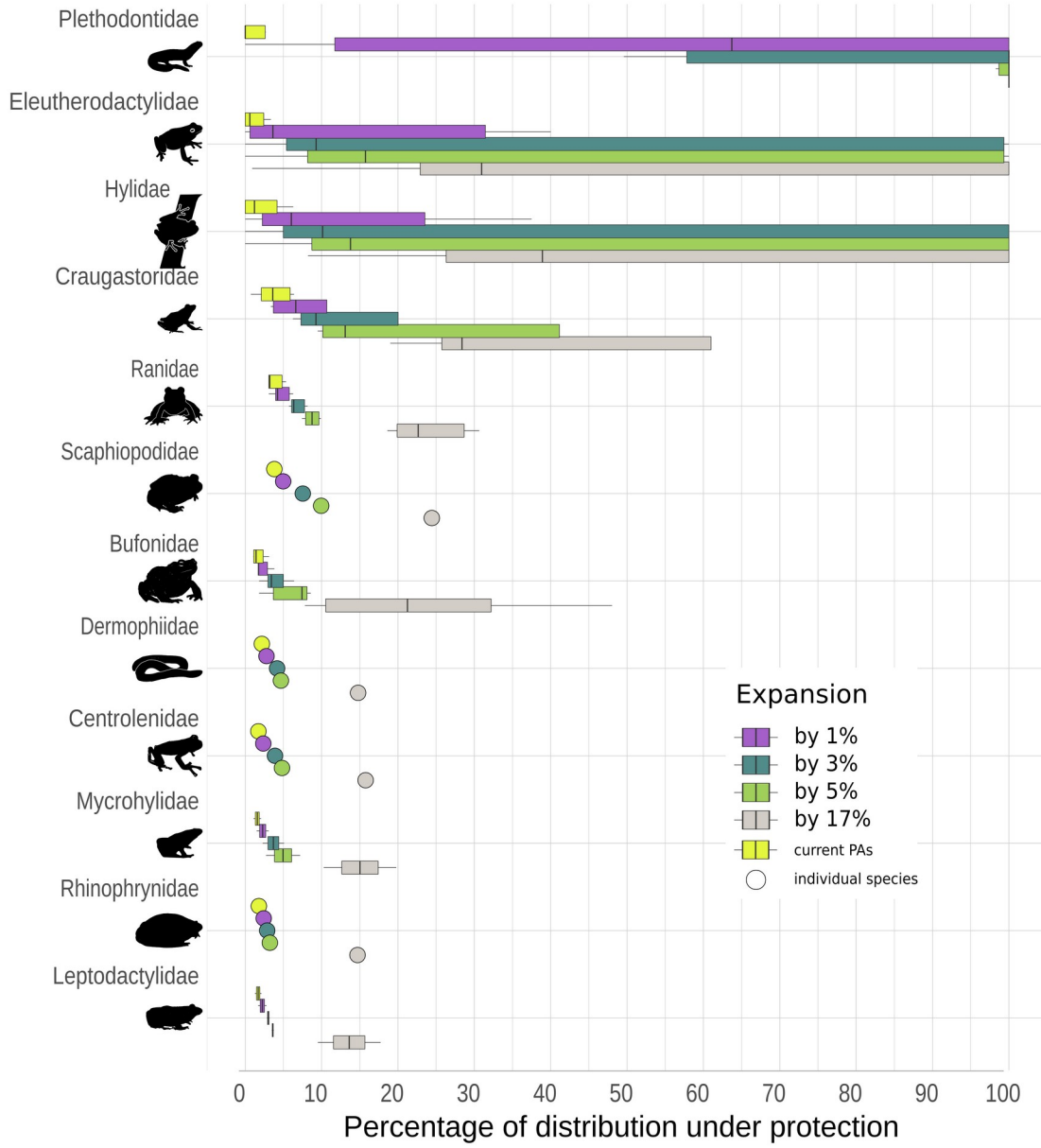
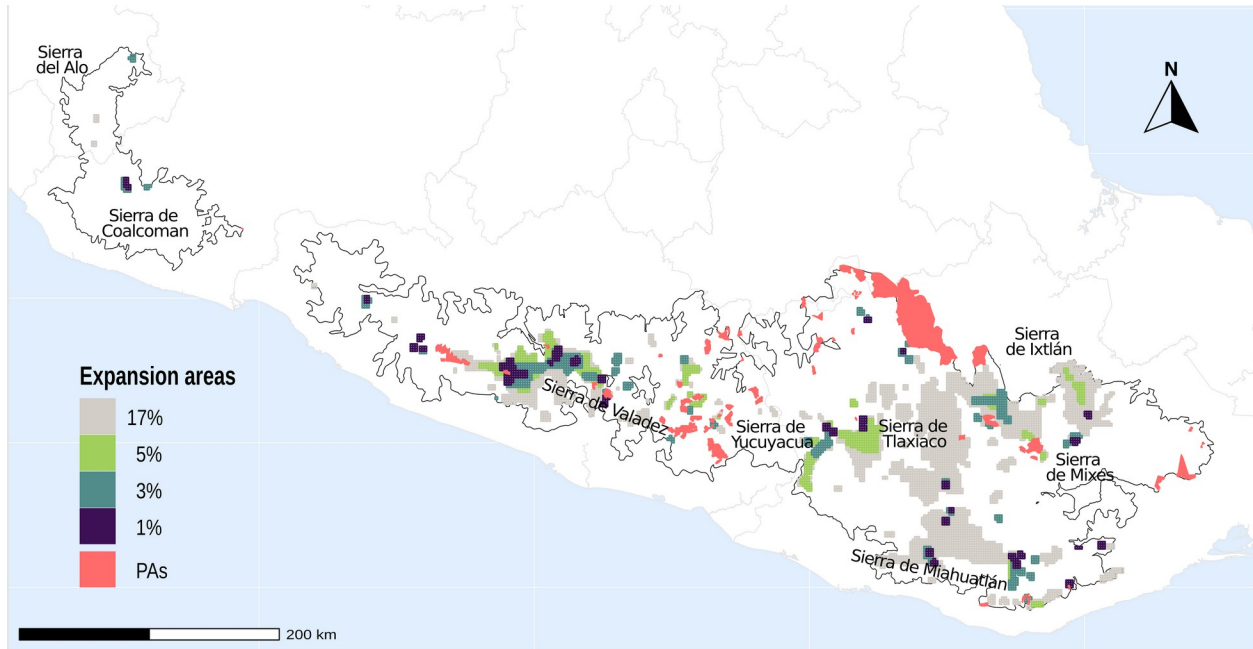


Figure 4



DISCUSIÓN GENERAL

Composición de especies

La Sierra Madre del Sur (SMS) es una zona rica en especies y biogeográficamente compleja en la cual el inventario de las especies de anfibios no puede considerarse completo, ya que siguen describiéndose especies nuevas en la región (Jiménez-Arcos et al., 2019; Kaplan et al., 2020; Palacios-Aguilar et al., 2020). A pesar de la existencia de ciertas limitantes en la obtención de datos biológicos en la SMS, como sesgos en el esfuerzo de muestreo (Flores-Villela & Ochoa-Ochoa, 2016) y carencias de información en ciertas zonas (déficit Linneano y Wallaceano; Bini et al., 2006; Hortal et al., 2015), el estado de los datos de presencia permitió generar estimaciones de las áreas de distribución de los anfibios mediante Modelos de Distribución de Especies (MDE).

En la SMS una gran proporción de las especies de anfibios se encuentra en alguna categoría de riesgo de la IUCN (IUCN, 2021), no obstante, en la categorización nacional de riesgo (NOM-059-SEMARNAT-2010, 2019), más del 50 % carecen de una evaluación. Esto, en combinación con las altas tasas de extinción (Cox et al., 2022) y la gran cantidad de especies con distribuciones restringidas en la SMS (Ochoa-Ochoa et al., 2011), supone un escenario preocupante para los anfibios de esta región, donde se incorporen a las agendas de conservación con un margen de tiempo insuficiente para prevenir su desaparición. Escenario similar al del sapo dorado (*Incilius periglenes*) de Costa Rica. Especie que habitaba un área pequeña (< 10 km²) de bosque de niebla y que había sido incluida por la IUCN en 1979 como especie en peligro de extinción, y sin embargo, fue declarada formalmente extinta tan solo 22 años después en 2001 (AmphibiaWeb, 2023b).

Priorización espacial

El uso de dos algoritmos de remoción de celdas (ABF y CAZ) resultó en priorizaciones coincidentes para las áreas de mayor prioridad, lo que permitió la estimación de zonas de consenso robustas, dado que ambos algoritmos ponderan un atributo distinto, CAZ la rareza y ABF la riqueza de especies.

Tomando en cuenta que no existen antecedentes de priorización espacial para la conservación de anfibios en la SMS, realizamos diversas comparaciones con trabajos que incluyen de forma parcial a la SMS. Para ello, tomamos en cuenta áreas prioritarias identificadas para ecosistemas específicos (Ochoa-Ochoa et al., 2017; Prieto-Torres et al., 2018), para otros grupos taxonómicos (Ceballos, 2007; Ramírez-Albores et al., 2021; Urbina-Cardona & Flores-Villela, 2010) y para anfibios de una porción de la SMS (González-Fernández et al., 2022). Algunas áreas identificadas en nuestro estudio coinciden con las identificadas para otros grupos taxonómicos. En particular, esto se observó en la zona al oeste de la Cumbre de Dolores y la Sierra de Miahuatlán, que tienen áreas prioritarias para la conservación de aves endémicas (17%) (Ramírez-Albores et al., 2021) y en la Sierras de Ixtlán y del Alo con áreas para la conservación de mamíferos (Ceballos, 2007). Además, las Sierras de Yucuyucua, Pajaritos y Valadez coinciden con zonas prioritarias detectadas para la herpetofauna del sureste mexicano (Urbina-Cardona & Flores-Villela, 2010). También, destacan las Sierras de Valadez y Miahuatlán, como zonas vulnerables del bosque de niebla (Ochoa-Ochoa et al., 2017) y como áreas prioritarias a nivel estatal para los anfibios de Guerrero (González-Fernández et al., 2022). Estos hallazgos evidencian que la señal de estas regiones como áreas prioritarias es fuerte, ya que se han considerado con otros taxa, escalas de análisis y diferentes métodos de priorización.

En cuanto a las curvas de rendimiento por familia, éstas fueron consistentes entre los análisis. Se observó un alto rendimiento, y por consiguiente una alta influencia, de las salamandras (Plethodontidae) en la priorización espacial, lo cual puede explicarse por algunas características como la gran cantidad de especies en riesgo y/o con distribución restringida. Esto, en la ponderación de especies se traduce en pesos altos y en el resultado de la

priorización en una mayor proporción de distribución incluida para esas especies en las áreas de mayor prioridad. Si consideramos que la mayoría de las salamandras mesoamericanas con altos niveles de prioridad se distribuyen en zonas montañosas y que la SMS es una de las zonas con mayor diversidad de salamandras en Mesoamérica (García-Padilla et al., 2021), no sorprende que este taxón hayan sido importante para nuestra priorización. En contraste, las cecilias (Dermophiidae) fueron la peor familia en cuanto a rendimiento, siendo que el área de su distribución no es considerada dentro de las áreas de mayor prioridad. Esto puede ser resultado de la combinación de la asignación de pesos bajos y su distribución alejada de las otras especies. Lo anterior es penalizado por el factor BLP (penalización por longitud del borde) incluido en el análisis, este parámetro pondera áreas más conectadas como áreas prioritarias.

Evaluación de la red de áreas prioritarias

La red actual de Áreas Naturales Protegidas (ANPs) protege pobremente las áreas de mayor prioridad para la conservación de los anfibios en la SMS. Esto puede deberse al establecimiento, en el pasado, de áreas protegidas considerando aspectos no biológicos, como belleza escénica, recursos hídricos, zonas para actividades recreativas u otros criterios (Aid et al., 1997). Lo anterior difiere enormemente de un enfoque biológico, ecosistémico y a escala de paisaje (Trombulak & Baldwin, 2010a). Además, un énfasis excesivo en megafauna al decretarse áreas protegidas (Steigerwald et al., 2022) podría haber afectado negativamente la efectividad de las ANPs para la protección de los anfibios. Por ejemplo, el porcentaje de especies de mamíferos dentro de áreas protegidas en México (Ceballos, 2007) es mucho mayor al alcanzado para anfibios. El desacoplamiento entre las ANPs existentes y las áreas prioritarias para la protección de anfibios en la SMS es agravado por la gran diversidad de anfibios, la gran proporción de anfibios endémicos (Johnson et al., 2017; Montiel Canales & Goyenechea Mayer Goyenechea, 2022) y por los altos niveles de marginación económica que presenta la zona (Aid et al., 1997).

La gran proporción de áreas prioritarias protegidas por ADVCS enfatiza la gran importancia de los esfuerzos de conservación fuera de las iniciativas federales. Dicho de otra forma, muestra el impacto positivo que puede tener la voluntad de las comunidades para

conservar. Esto, sin embargo, contrasta con los altos niveles de pobreza y desigualdad (Pardo et al., 2007), así como con la fuerte presencia de los cultivos de amapola y marihuana (Fuentes Castillo & Ortiz-Rojas, 2021; Gaussens, 2018), que contribuyen a construir un contexto socioeconómico que dificulta el desarrollo y persistencia de estrategias de conservación.

La subrogación en el contexto de la biología de la conservación se refiere al uso de sustitutos, comúnmente taxones o biomas (Lewandowski et al., 2010), para representar y proteger otros grupos faunísticos que no se consideran explícitamente en los objetivos de conservación. Se ha observado que el efecto de subrogación de otros taxa sobre los anfibios no es muy eficiente (Escalante et al., 2020; Monroy-Gamboa et al., 2019), así como el de los anfibios hacia otros grupos (Ilg & Oertli, 2017; Monroy-Gamboa et al., 2019). Proteger a los anfibios usando otros grupos y viceversa, puede dificultarse debido a las diferencias ecológicas, fisiológicas y de distribución geográfica entre los grupos. La dependencia de los anfibios a la humedad y a hábitats acuáticos para su reproducción y desarrollo (Akat Çömnden et al., 2023), restringe la variedad de ambientes en los que se distribuyen. Esto puede no representar la diversidad ecológica y la distribución de otros grupos con amplio rango de uso de hábitats (Monroy-Gamboa et al., 2019). De la misma forma, los anfibios son altamente sensibles a cambios ambientales como degradación y fragmentación del hábitat (Cushman, 2006), contaminación (Quaranta et al., 2009), enfermedades emergentes (Fisher et al., 2009) y cambio climático (Alves-Ferreira et al., 2022). Esto implica que los cambios en las poblaciones de anfibios no necesariamente reflejen cambios en otros grupos de vertebrados. Lo anterior justifica la realización de evaluaciones y priorizaciones orientadas de forma específica a la conservación de este grupo.

Expansiones a la red de áreas protegidas

Al analizar los distintos usos de suelo presentes en las áreas de mayor prioridad, encontramos que los bosques templados, bosques de niebla y la agricultura de temporal son los de mayor prevalencia. Sin embargo, gran parte de las áreas de mayor prioridad se encuentra en usos de suelo sin actividades humanas o en zonas donde se proyecta regeneración de la cobertura vegetal. Esto puede favorecer el establecimiento de áreas protegidas, pues las zonas de mayor

prioridad evitan áreas con mayor probabilidad de conflictos socioambientales. Por otra parte, la presencia de agricultura de temporal en áreas prioritarias señala la importancia que podrían tener estos sitios perturbados en el futuro. A pesar de que en su estado actual no pueden considerarse sitios óptimos para que las especies prosperen, los escenarios futuros plantean la posibilidad de que la regeneración y la reconversión recuperen su aptitud como hábitats, incluso en los escenarios menos optimistas. La efectividad de la protección de las ANPs cambia en el tiempo (Andrade-Díaz et al., 2021; Chacón-Prieto et al., 2021; Frederico et al., 2021; Riquelme et al., 2018), por lo que el uso de proyecciones de uso de suelo es una aproximación importante, que permitió contemplar la persistencia temporal de los sitios prioritarios. Gracias a ello, consideramos que nuestras áreas prioritarias y las propuestas de expansión que de ellas se derivan, son estables en términos de viabilidad ecológica e integridad de las poblaciones a futuro.

Las áreas de la SMS que nuestro estudio identificó como propicias para la expansión de las ANPs coinciden con áreas identificadas previamente como importantes para la conservación de la biodiversidad (Martin et al., 2022; Montiel Canales & Goyenechea Mayer Goyenechea, 2022). Teniendo en cuenta las particularidades fisiográficas de la SMS y las distribuciones restringidas de sus anfibios, una estrategia basada en metas pequeñas, como la protección de especies con distribución muy restringida, podría ser más efectiva. Además, esto podría hacer una expansión más factible política y económicamente. La designación de micro reservas podría lograr una gran mejora en la conservación de los anfibios (Steigerwald et al., 2022). En este sentido, nuestra propuesta de expansión de áreas para la SMS ofrece grandes mejoras en términos de conservación con la protección de poca área adicional.

En México, las áreas naturales protegidas cubren el 11% del territorio (CONANP, 2022a). Sin embargo, su distribución es desigual entre las regiones biogeográficas, siendo la SMS una de las menos protegidas. Si dicha condición no se contrarresta y esta tendencia continúa, incluso alcanzando nacionalmente los objetivos internacionales de conservación, no se garantizaría la protección de un área tan importante para los anfibios. No obstante, debe también considerarse que el establecimiento de áreas protegidas, por sí solo, no asegura la conservación de las especies. Para lograr los objetivos de conservación, las áreas protegidas

individuales y la red de áreas protegidas como un conjunto deben gestionarse de manera socialmente equitativa y eficiente, contemplando las acciones que llevan a alcanzar los objetivos de conservación (Zafra-Calvo & Geldmann, 2020). Para ello, son esenciales los planes de manejo para las ANPs. Si bien actualmente en la SMS se encuentran disponibles los planes de manejo para 5 de las 6 ANPs (CONANP, 2018), estas áreas tienen un impacto deficiente para la conservación de los anfibios de la región (Ochoa-Ochoa et al., 2009).

Aunque este trabajo proporciona un enfoque amplio para la priorización espacial de áreas para la conservación de anfibios en la SMS, se pueden incorporar algunos datos y aproximaciones para mejorar el rendimiento del análisis en futuras evaluaciones. Tal es el caso de aumentar la cantidad de registros por especie, particularmente de especies con áreas de distribución restringida. De esta manera, se podrán estimar de mejor manera las distribuciones de las especies restringidas haciendo uso de modelos de distribución de especies. Asimismo, la inclusión de capas con costos explícitos de suelo, así como de zonas socialmente conflictivas, ayudarían a evitar zonas muy costosas y/o con problemas que no sean compatibles con la conservación. Por último, evaluar el impacto de otras herramientas de conservación, como las áreas protegidas municipales y locales, podrían favorecer la conservación mediante una combinación de estrategias.

CONCLUSIONES

La evaluación de la red de áreas naturales protegidas en la SMS reveló que actualmente se protege una mínima fracción de las áreas prioritarias para los anfibios, lo que es agravado por una gran proporción de especies que se encuentra en alguna categoría de riesgo. Al distinguir entre los tipos de ANPs, resaltan las ADVCS ya que protegen un mayor porcentaje de las áreas prioritarias para anfibios, destacando la importancia de la voluntad e iniciativa de las comunidades para conservar la naturaleza.

Nuestro análisis muestra consistencia en las áreas identificadas dentro del 30% de mayor prioridad a partir de dos algoritmos distintos (ABF y CAZ), así como, entre dos escenarios de área accesible (totalidad de la SMS y SMS sin el área bajo protección actual). Asimismo, encontramos coincidencia de las áreas prioritarias para anfibios detectadas en este trabajo con otras identificadas anteriormente para diversos grupos biológicos y escalas geográficas de análisis. Adicionalmente, el uso de una aproximación mediante consensos permitió incorporar a la priorización atributos biológicos como la riqueza y rareza de especies. Lo anterior, sumado a la implementación de proyecciones de uso de suelo, permitió generar una priorización robusta para los anfibios que contempla conceptos fundamentales de la planeación sistemática para la conservación, como la representatividad de especies y la persistencia temporal de las áreas propuestas.

La expansión de la red de ANPs actual con pequeñas pero estratégicas adiciones, podría mejorar significativamente la protección de las especies de anfibios de la SMS. Las especies más vulnerables y la familia de las salamandras son los grupos que más se beneficiarían de esta expansión, en términos de protección. Afortunadamente, gran cantidad de áreas dentro del top 30% prioritario coinciden con usos de suelo naturales, lo que podría evitar posibles conflictos relacionados con la ampliación de las áreas protegidas. Este trabajo provee un análisis completo para la conservación de los anfibios en la SMS. La información que se presenta podría ser utilizada por los tomadores de decisiones para una futura expansión de la actual red de áreas naturales protegidas que incorpore la protección de un grupo faunístico tan vulnerable.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aid, C. S., Carter, M. F., & Peterson, A. T. (Eds.). (1997). *Protected Areas of Western Mexico: Status, Management, and needs*. A project of Colorado Bird Observatory.
- Akat Çömnden, E., Yenmiş, M., & Çakır, B. (2023). The Complex Bridge between Aquatic and Terrestrial Life: Skin Changes during Development of Amphibians. *Journal of Developmental Biology*, 11(1), 6. <https://doi.org/10.3390/jdb11010006>
- Alford, R. A. (2011). Bleak future for amphibians. *Nature*, 480(7378), 461–462. <https://doi.org/10.1038/480461a>
- Alves-Ferreira, G., Talora, D. C., Solé, M., Cervantes-López, M. J., & Heming, N. M. (2022). Unraveling global impacts of climate change on amphibians distributions: A life-history and biogeographic-based approach. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 10, 987237. <https://doi.org/10.3389/fevo.2022.987237>
- AmphibiaWeb. (2023a). https://amphibiaweb.org/cgi/amphib_query?rel-isocc=like&orderbyaw=Order&where-isocc=Mexico
- AmphibiaWeb. (2023b). *AmphibiaWeb—Incilius periglenes*. <https://amphibiaweb.org/species/253>
- Andrade-Díaz, M. S., Giraudó, A. R., Marás, G. A., Didier, K., Sarquis, J. A., Díaz-Gómez, J. M., & Prieto-Torres, D. A. (2021). Austral Yungas under future climate and land-use changes scenarios: The importance of protected areas for long-term amphibian conservation. *Biodiversity and Conservation*, 30(12), 3335–3357. <https://doi.org/10.1007/s10531-021-02250-3>
- Balbar, A. C., & Metaxas, A. (2019). The current application of ecological connectivity in the design of marine protected areas. *Global Ecology and Conservation*, 17, e00569. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00569>
- Bavel, J. V. (2013). *The world population explosion: Causes, backgrounds and projections for the future*. 11.

- Bini, L. M., Diniz-Filho, J. A. F., Rangel, T. F. L. V. B., Bastos, R. P., & Pinto, M. P. (2006). Challenging Wallacean and Linnean shortfalls: Knowledge gradients and conservation planning in a biodiversity hotspot. *Diversity & Distributions*, 12(5), 475–482. <https://doi.org/10.1111/j.1366-9516.2006.00286.x>
- Brooks, T. M., Mittermeier, R. A., Da Fonseca, G. A. B., Gerlach, J., Hoffmann, M., Lamoreux, J. F., Mittermeier, C. G., Pilgrim, J. D., & Rodrigues, A. S. L. (2006). Global biodiversity conservation priorities. *Science*, 313(5783), 58–61. <https://doi.org/10.1126/science.1127609>
- Buechley, E. R., Girardello, M. A. R. C. O., Santangeli, A., Ruffo, A. D., Ayalew, G., Abebe, Y. D., Barber, D. R., Buij, R., Bildstein, K., Mahamued, B. A., Neate-Clegg, M. H. C., Ogada, D., Marra, P. P., Sillett, T. S., Thiollay, J. M., Wikelski, M., Yaworsky, P., & Şekercioğlu, Ç. H. (2021). Priority areas for vulture conservation in the Horn of Africa largely fall outside the protected area network. *Bird Conservation International*. <https://doi.org/10.1017/S0959270921000228>
- Butler, T., Crist, E., & Wuerthner, G. (2015). *Protecting the wild: Parks and wilderness, the foundation for conservation*. Island press Foundation for deep ecology.
- Carroll, C., Dunk, J. R., & Moilanen, A. (2010). Optimizing resiliency of reserve networks to climate change: Multispecies conservation planning in the Pacific Northwest, USA. *Global Change Biology*, 16(3), 891–904. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.01965.x>
- Ceballos, G. (2007). Conservation Priorities for Mammals in Megadiverse Mexico: The Efficiency of Reserve Networks. *Ecological Applications*, 17(2), 569–578. <https://doi.org/10.1890/06-0134>
- Chacón-Prieto, F., Rodríguez-Soto, C., Cuervo-Robayo, A. P., Monroy, J. C. C., & Alagador, D. (2021). Protected areas in Central Mexico—Are they fit in promoting species persistence under climate and land use changes? *Biological Conservation*, 260, 109186. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109186>

- CONANP. (2018). *100 años de conservación en México. 1917-2017: Áreas Naturales Protegidas de México*. (1a ed.). SEMARNAT-CONANP.
- CONANP. (2022a). *Áreas Naturales Protegidas de México*. Áreas Naturales Protegidas decretadas. http://sig.conanp.gob.mx/website/pagsig/datos_anp.htm
- CONANP. (2022b). *Áreas Naturales Protegidas. Información espacial de las Áreas Naturales Protegidas*. http://sig.conanp.gob.mx/website/pagsig/info_shape.htm
- CONANP. (2023). *Áreas Naturales Protegidas de México | gob.mx | CONANP*. http://sig.conanp.gob.mx/website/pagsig/datos_anp.htm
- Convenio sobre la Diversidad Biológica. (2010). *El plan Estratégico para la Diversidad Biológica 2011-2020 y las Metas de Aichi para la Diversidad Biológica*. UNEP.
- Convenio sobre la Diversidad Biológica. (2021). *Primer Proyecto del Marco Mundial de la Diversidad Biológica Posterior a 2020*. UNEP.
- Cox, N., Young, B. E., Bowles, P., Fernandez, M., Marin, J., Rapacciuolo, G., Böhm, M., Brooks, T. M., Hedges, S. B., Hilton-Taylor, C., Hoffmann, M., Jenkins, R. K. B., Tognelli, M. F., Alexander, G. J., Allison, A., Ananjeva, N. B., Auliya, M., Avila, L. J., Chapple, D. G., ... Xie, Y. (2022). A global reptile assessment highlights shared conservation needs of tetrapods. *Nature*, 605(April 2021). <https://doi.org/10.1038/s41586-022-04664-7>
- Cushman, S. A. (2006). Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: A review and prospectus. *Biological Conservation*, 128(2), 231–240. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.09.031>
- de la Maza Elvira, R. (1999). *Una historia de las áreas naturales protegidas en México*. 51, 15–34.
- Di Minin, E., Brooks, T. M., Toivonen, T., Butchart, S. H. M., Heikinheimo, V., Watson, J. E. M., Burgess, N. D., Challender, D. W. S., Goettsch, B., Jenkins, R., & Moilanen, A. (2019). Identifying global centers of unsustainable commercial harvesting of species. *Science Advances*, 5(4), eaau2879. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aau2879>

- Di Minin, E., Slotow, R., Hunter, L. T. B., Montesino Pouzols, F., Toivonen, T., Verburg, P. H., Leader-Williams, N., Petracca, L., & Moilanen, A. (2016). Global priorities for national carnivore conservation under land use change. *Scientific Reports*, 6(1), 23814. <https://doi.org/10.1038/srep23814>
- Di Minin, E., Soutullo, A., Bartesaghi, L., Rios, M., Szephegyi, M. N., & Moilanen, A. (2017). Integrating biodiversity, ecosystem services and socio-economic data to identify priority areas and landowners for conservation actions at the national scale. *Biological Conservation*, 206, 56–64. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.11.037>
- Di Minin, E., Veach, V., Lehtomäki, J., Pouzols, F. M., & Moilanen, A. (2014). *A quick introduction to Zonation. Version 1 (for Zv4). User Manual.* (Vol. 1).
- Diario Oficial de la Federación. (2022). *DECRETO por el que se declara área natural protegida con el carácter de Área de Protección de Recursos Naturales, la zona conocida como Lago de Texcoco, en los municipios de Texcoco, Atenco, Chimalhuacán, Ecatepec de Morelos y Nezahualcóyotl en el Estado de México.* https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5646249&fecha=22/03/2022#gsc.tab=0
- Escalante, T., Varela-Anaya, A. M., Noguera-Urbano, E. A., Elguea-Manrique, L. M., Ochoa-Ochoa, L. M., Gutiérrez-Velázquez, A. L., Reyes-Castillo, P., Hernández, H. M., Gómez-Hinostrosa, C., Navarro-Sigüenza, A. G., Téllez-Valdés, O., & Rodríguez-Soto, C. (2020). Evaluation of five taxa as surrogates for conservation prioritization in the Transmexican Volcanic Belt, Mexico. *Journal for Nature Conservation*, 54, 125800. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2020.125800>
- Fisher, M. C., Garner, T. W. J., & Walker, S. F. (2009). Global Emergence of *Batrachochytrium dendrobatidis* and Amphibian Chytridiomycosis in Space, Time, and Host. *Annual Review of Microbiology*, 63(1), 291–310. <https://doi.org/10.1146/annurev.micro.091208.073435>
- Flores-Villela, & Ochoa-Ochoa, L. M. (2016). Estado de conocimiento y conservación de la herpetofauna de la Sierra Madre del Sur. En I. Luna-Vega, D. Espinosa, & R. Contreras-

- Medina (Eds.), *Biodiversidad de la Sierra Madre del Sur: Una síntesis preliminar* (pp. 367–380). Universidad Nacional Autónoma de México.
- Frederico, R. G., Dias, M. S., Jézéquel, C., Tedesco, P. A., Hugueny, B., Zuanon, J., Torrente-Vilara, G., Ortega, H., Hidalgo, M., Martens, K., Maldonado-Ocampo, J., & Oberdorff, T. (2021). The representativeness of protected areas for Amazonian fish diversity under climate change. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 31(5), 1158–1166. <https://doi.org/10.1002/aqc.3528>
- Frost, D. R. (2021). *Amphibian Species of the World: An Online Reference. Version 6.1.* <https://amphibiansoftheworld.amnh.org/>
- Fuentes Castillo, M. E., & Ortiz-Rojas, K. (2021). Adopción de un cultivo ilícito como medio de subsistencia: El caso de la amapola en una zona rural de Guerrero, México. *Intersticios Sociales*, 22. <https://doi.org/10.55555/IS.22.382>
- García-Padilla, E., DeSantis, D. L., Rocha, A., Johnson, J. D., Fucsko, L. A., & Wilson, L. D. (2021). *Mesoamerican Salamanders (Amphibia: Caudata) as a conservation Focal Group*. Facultad de Ciencias Biológicas, UANL.
- Gaussens, P. (2018). The other red mountain: Opium poppy cultivation in Guerrero. *Textual*, 71, 33–69. <https://doi.org/10.5154/r.textual.2017.71.003>
- González-Fernández, A., González-Salazar, C., Sunny, A., Ruíz-Gutiérrez, F., & Chávez, C. (2022). Determination of priority areas for amphibian conservation in Guerrero (Mexico), through systematic conservation planning tools. *Journal for Nature Conservation*, 68, 126235. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2022.126235>
- Gordon, A., Simondson, D., White, M., Moilanen, A., & Bekessy, S. A. (2009). Integrating conservation planning and landuse planning in urban landscapes. *Landscape and Urban Planning*, 91(4), 183–194. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2008.12.011>
- Hayes, T. B., Falso, P., Gallipeau, S., & Stice, M. (2010). The cause of global amphibian declines: A developmental endocrinologist's perspective. *Journal of Experimental Biology*, 213(6), 921–933. <https://doi.org/10.1242/jeb.040865>

- Hoffmann, M., Hilton-Taylor, C., Angulo, A., Böhm, M., Brooks, T. M., Butchart, S. H. M., Carpenter, K. E., Chanson, J., Collen, B., Cox, N. A., Darwall, W. R. T., Dulvy, N. K., Harrison, L. R., Katariya, V., Pollock, C. M., Quader, S., Richman, N. I., Rodrigues, A. S. L., Tognelli, M. F., ... Stuart, S. N. (2010). The Impact of Conservation on the Status of the World's Vertebrates. *Science*, 330(6010), 1503–1509. <https://doi.org/10.1126/science.1194442>
- Hortal, J., de Bello, F., Diniz-Filho, J. A. F., Lewinsohn, T. M., Lobo, J. M., & Ladle, R. J. (2015). Seven Shortfalls that Beset Large-Scale Knowledge of Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 46(1), 523–549. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-112414-054400>
- Howard, S. D., & Bickford, D. P. (2014). Amphibians over the edge: Silent extinction risk of Data Deficient species. *Diversity and Distributions*, 20(7), 837–846. <https://doi.org/10.1111/ddi.12218>
- Ilg, C., & Oertli, B. (2017). Effectiveness of amphibians as biodiversity surrogates in pond conservation: Amphibians as Biodiversity Surrogates. *Conservation Biology*, 31(2), 437–445. <https://doi.org/10.1111/cobi.12802>
- IUCN. (2021). *The IUCN Red List of Threatened Species*. IUCN Red List of Threatened Species. <https://www.iucnredlist.org/en>
- Jenkins, C. N., Van Houtan, K. S., Pimm, S. L., & Sexton, J. O. (2015). US protected lands mismatch biodiversity priorities. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112(16), 5081–5086. <https://doi.org/10.1073/pnas.1418034112>
- Jiménez-Arcos, V. H., Calzada-Arciniega, R. A., Alfaro-Juantorena, L. A., Vázquez-Reyes, L. D., Blair, C., & Parra-Olea, G. (2019). A new species of Charadrahyla (Anura: Hylidae) from the cloud forest of western Oaxaca, Mexico. *Zootaxa*, 4554(2), 371. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.4554.2.3>
- Johnson, J. D., Larry, D. W., Mata-Silva, V., García-Padilla, E., & Desantis, D. L. (2017). *The endemic herpetofauna of Mexico: Organisms of global significance in severe peril*. 4(3), 544–621.

- Kaplan, M., Heimes, P., & Aguilar, R. (2020). A new species of *Sarcohyla* (Anura: Hylidae: Hylini) from the Sierra Madre del Sur of Guerrero and Estado de México, México. *Zootaxa*, 4743(3), 382–390. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.4743.3.5>
- Kujala, H., Moilanen, A., Araújo, M. B., & Cabeza, M. (2013). Conservation Planning with Uncertain Climate Change Projections. *PLoS ONE*, 8(2), e53315. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0053315>
- Kukkala, A. S., & Moilanen, A. (2013). Core concepts of spatial prioritisation in systematic conservation planning. *Biological Reviews*, 88(2), 443–464. <https://doi.org/10.1111/brv.12008>
- Lehtomäki, J., & Moilanen, A. (2013). Methods and workflow for spatial conservation prioritization using Zonation. *Environmental Modelling and Software*, 47, 128–137. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2013.05.001>
- Leuzinger, S., & Rewald, B. (2021). The Who or the How? Species vs. Ecosystem Function Priorities in Conservation Ecology. *Frontiers in Plant Science*, 12, 758413. <https://doi.org/10.3389/fpls.2021.758413>
- Lewandowski, A. S., Noss, R. F., & Parsons, D. R. (2010). The Effectiveness of Surrogate Taxa for the Representation of Biodiversity: Surrogate Taxa. *Conservation Biology*, 24(5), 1367–1377. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2010.01513.x>
- Margules, C. R., & Pressey, R. L. (2000). A framework for systematic conservation planning. *Nature*, 405(May), 243–253.
- Margules & Sarkar. (2007). *Systematic Conservation Planning*. Cambridge University Press.
- Martin, T. E., Bennett, G. C., Fairbairn, A., & Mooers, A. O. (2022). 'Lost' taxa and their conservation implications. *Animal Conservation*, acv.12788. <https://doi.org/10.1111/acv.12788>
- McGowan, J., Smith, R. J., Di Marco, M., Clarke, R. H., & Possingham, H. P. (2018). An Evaluation of Marine Important Bird and Biodiversity Areas in the Context of Spatial Conservation Prioritization. *Conservation Letters*, 11(3), 1–8. <https://doi.org/10.1111/conl.12399>

- Moilanen, A., Franco, A. M. A., Early, R. I., Fox, R., Wintle, B., & Thomas, C. D. (2005). Prioritizing multiple-use landscapes for conservation: Methods for large multi-species planning problems. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 272(1575), 1885–1891. <https://doi.org/10.1098/rspb.2005.3164>
- Moilanen, A., Pouzols, F. M., Meller, L., Veach, V., Arponen, A., Leppanen, J., & Kujala, H. (2014). *Spatial conservation planning methods and software. Version 4. User Manual*.
- Monroy-Gamboa, A. G., Briones-Salas, M. Á., Sarkar, S., & Sánchez-Cordero, V. (2019). Terrestrial vertebrates as surrogates for selecting conservation areas in a biodiversity hotspot in Mexico. *Conservation Science and Practice*, 1(3), e12. <https://doi.org/10.1111/csp2.12>
- Montiel Canales, G., & Goyenechea Mayer Goyenechea, I. (2022). Amphibian areas of endemism: A conservation priority in the threatened Mexican cloud forest. *Vertebrate Zoology*, 72, 235–244. <https://doi.org/10.3897/vz.72.e73534>
- Naimi, B., Hamm, N. A. S., Groen, T. A., Skidmore, A. K., & Toxopeus, A. G. (2014). Where is positional uncertainty a problem for species distribution modelling? *Ecography*, 37(2), 191–203. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2013.00205.x>
- NOM-059-SEMARNAT-2010. (2019). *Modificación del Anexo Normativo III, Lista de especies en riesgo*. (pp. 1–101).
- Ochoa-Ochoa, L. M., Bezaury-Creel, J. E., Vázquez, L.-B., & Flores-Villela, O. (2011). Choosing the survivors? A GIS-based triage support tool for micro-endemics: Application to data for Mexican amphibians. *Biological Conservation*, 144(11), 2710–2718. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.07.032>
- Ochoa-Ochoa, L. M., Mejía-Domínguez, N. R., & Bezaury-Creel, J. (2017). Priorización para la conservación de los bosques de niebla en México. *Ecosistemas*, 26(2), 27–37. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2017.26-2.04>
- Ochoa-Ochoa, Urbina-Cardona, J. N., Vázquez, L.-B., Flores-Villela, O., & Bezaury-Creel, J. (2009). The Effects of Governmental Protected Areas and Social Initiatives for Land

- Protection on the Conservation of Mexican Amphibians. *PLoS ONE*, 4(9), e6878.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0006878>
- Palacios-Aguilar, R., Cisneros-Bernal, A. Y., Arias-Montiel, J. D., & Parra-Olea, G. (2020). A new species of *Bolitoglossa* (Amphibia: Plethodontidae) from the central highlands of Guerrero, Mexico. *Canadian Journal of Zoology*, 98(6), 359–365.
<https://doi.org/10.1139/cjz-2019-0244>
- Pardo, M. S., López-Calva, L. F., & Meléndez, Á. (2007). Poniendo a la pobreza de ingresos y a la desigualdad en el mapa de México. *economía mexicana NUEVA ÉPOCA*, 65.
- Pouzols, F. M., & Moilanen, A. (2014). A method for building corridors in spatial conservation prioritization. *Landscape Ecology*, 29(5), 789–801. <https://doi.org/10.1007/s10980-014-0031-1>
- Prieto-Torres, D. A., Nori, J., & Rojas-Soto, O. R. (2018). Identifying priority conservation areas for birds associated to endangered Neotropical dry forests. *Biological Conservation*, 228(October), 205–214. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.10.025>
- Primack, R. B. (2010). *Essentials of conservation biology* (5th ed). Sinauer Associates.
- Quaranta, A., Bellantuono, V., Cassano, G., & Lippe, C. (2009). Why Amphibians Are More Sensitive than Mammals to Xenobiotics. *PLoS ONE*, 4(11), e7699.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0007699>
- Ramírez-Albores, J. E., Prieto-Torres, D. A., Gordillo-Martínez, A., Sánchez-Ramos, L. E., & Navarro-Sigüenza, A. G. (2021). Insights for protection of high species richness areas for the conservation of Mesoamerican endemic birds. *Diversity and Distributions*, 27(1), 18–33. <https://doi.org/10.1111/ddi.13153>
- Riquelme, C., Estay, S. A., López, R., Pastore, H., Soto-Gamboa, M., & Corti, P. (2018). Protected areas' effectiveness under climate change: A latitudinal distribution projection of an endangered mountain ungulate along the Andes Range. *PeerJ*, 6, e5222.
<https://doi.org/10.7717/peerj.5222>
- SEMARNAP. (2000). *Áreas naturales protegidas de México con decretos federales (1899-2000)* (1. ed., 1. reimpr). Inst. Nacional de Ecología [u.a.].

- Steigerwald, E., Oshiro, J., Chen, J., Vredenburg, V., Catenazzi, A., & Koo, M. (2022). *Small is big: A new conservation paradigm for amphibians* [Preprint]. Biodiversity. <https://doi.org/10.32942/X2059R>
- Stoll-Kleemann, S., De La Vega-Leinert, A. C., & Schultz, L. (2010). The role of community participation in the effectiveness of UNESCO Biosphere Reserve management: Evidence and reflections from two parallel global surveys. *Environmental Conservation*, 37(3), 227–238. <https://doi.org/10.1017/S037689291000038X>
- Tilman, D., Clark, M., Williams, D. R., Kimmel, K., Polasky, S., & Packer, C. (2017). Future threats to biodiversity and pathways to their prevention. *Nature*, 546(7656), 73–81. <https://doi.org/10.1038/nature22900>
- Titley, M. A., Snaddon, J. L., & Turner, E. C. (2017). Scientific research on animal biodiversity is systematically biased towards vertebrates and temperate regions. *PLOS ONE*, 12(12), e0189577. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0189577>
- Trombulak, S. C., & Baldwin, R. F. (2010a). Introduction: Creating a Context for Landscape-Scale Conservation Planning. En S. C. Trombulak & R. F. Baldwin (Eds.), *Landscape-scale Conservation Planning* (pp. 303–324). Springer. <https://doi.org/10.1007/978-90-481-9575-6>
- Trombulak, S. C., & Baldwin, R. F. (Eds.). (2010b). *Landscape-scale Conservation Planning*. Springer Netherlands. <https://doi.org/10.1007/978-90-481-9575-6>
- UNESCO. (1971). *Man and the Biosphere (MAB) Programme*. UNESCO. <https://en.unesco.org/mab>
- UNESCO. (1974). *Task force on: Criteria and guidelines for the choice and establishment of biosphere reserves*.
- Urbina-Cardona, J. N., & Flores-Villela, O. (2010). Ecological-Niche Modeling and Prioritization of Conservation-Area Networks for Mexican Herpetofauna: Niche Models and Conservation-Area Prioritization. *Conservation Biology*, 24(4), 1031–1041. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01432.x>

- Valle Rodríguez, S. (2006). *Las Áreas Naturales Protegidas en México. Un ejemplo de propuesta de gestión de una Área Protegida y plan de manejo en "La Sierra de Monte Escobedo" (Zacatecas, México)*. [Tesis Doctoral]. Universidad Autónoma de Barcelona.
- Vázquez-Ángeles, J. (2013). Enrico Martínez y Adrian Boot, ingenieros del fracaso. *UAM*, 65, 49–51.
- Virtanen, E. A., Viitasalo, M., Lappalainen, J., & Moilanen, A. (2018). Evaluation, Gap Analysis, and Potential Expansion of the Finnish Marine Protected Area Network. *Frontiers in Marine Science*, 5, 402. <https://doi.org/10.3389/fmars.2018.00402>
- Vitousek, P. M., Mooney, H. A., Lubchenco, J., & Melillo, J. M. (1997). *Human Domination of Earth's Ecosystems*. 277, 7.
- Wilson, K. A., Cabeza, M., & Klein, C. J. (2009). Fundamental concepts of spatial conservation prioritization. En C. Klein (Ed.), *Spatial Conservation Prioritization: Quantitative Methods and Computational Tools* (pp. 16–27).
- Wilson, K. A., Carwardine, J., & Possingham, H. P. (2009). Setting Conservation Priorities. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1162(1), 237–264. <https://doi.org/10.1111/j.1749-6632.2009.04149.x>
- Zafra-Calvo, N., & Geldmann, J. (2020). Protected areas to deliver biodiversity need management effectiveness and equity. *Global Ecology and Conservation*, 22, e01026. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2020.e01026>
- Zwiener, V. P., Padial, A. A., Marques, M. C. M., Faleiro, F. V., Loyola, R., & Peterson, A. T. (2017). Planning for conservation and restoration under climate and land use change in the Brazilian Atlantic Forest. *Diversity and Distributions*, 23(8), 955–966. <https://doi.org/10.1111/ddi.12588>