



BENEMÉRITA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE PUEBLA

FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS

“IDENTIFICACIÓN DE ÁREAS CON MAYOR RIQUEZA  
POTENCIAL DE ESPECIES EN LA ZONA INTERMEDIA  
Y EN LOS PARQUES NACIONALES LA MALINCHE E  
IZTACCÍHUATL-POPOCATÉPETL”

FEBRERO 2020

TESIS PARA OBTENER EL TÍTULO DE:  
LICENCIADA EN BIÓLOGIA

PRESENTA:  
ZUÑY JEYE PÉREZ CARRETO

DIRECTORA: DRA. ITZEL ARIAS DEL RAZO

ASESORES: M. EN C. LUCERO MONTSERRAT  
CUAUTLE GARCÍA  
DR. GONZALO YANES GÓMEZ



## **AGRADECIMIENTOS**

En primer lugar, agradezco al Fondo Sectorial de Investigación SRE-CONACYT (S0016/SRE 2016-1) por la beca otorgada para realizar este estudio, que forma parte del proyecto “Análisis de la conectividad funcional entre los Parques Nacionales La Malinche e Iztaccíhuatl-Popocatepetl, e identificación de áreas prioritarias para la conservación”, No. 286794, coordinado por la Dra. Itzel Arias Del Razo, a quien deseo expresar mi más grande y sincero agradecimiento por ayudarme durante todo este proceso, quien con su dirección, conocimiento, enseñanza y colaboración permitió el desarrollo de este trabajo. Gracias por la confianza ofrecida desde que llegué.

A la Fis. Rosario Landgrave por resolver mis dudas con respecto a los análisis espaciales y aceptarme como oyente en el curso de posgrado “Sistemas de Información Geográfica”. Al Dr. Octavio Rojas-Soto también por aceptarme como oyente en el curso de posgrado “Modelado de Nicho”, ambos cursos impartidos en el Instituto de Ecología, A.C.

A todas las personas que nos han apoyado y han hecho que el trabajo se realice con éxito en especial a aquellos que nos compartieron sus conocimientos, tiempo y experiencia en el campo del modelado de nicho ecológico, por resolver mis dudas muchas gracias a la Mtra. Roberta Marques y a los Dres. Rojas-Soto, Enrique Martínez-Meyer, Juan Parra, Daniel Jiménez, Jorge Soberón y Townsend Peterson.

Este estudio no hubiera sido posible sin el apoyo de los expertos en los diferentes grupos taxonómicos, quienes me apoyaron en la revisión de las bases de datos y resolvieron mis dudas sobre la biología de las especies, información que fue vital para generar los modelos. Dr. Aníbal Díaz de la Vega-Pérez (anfibios y reptiles); Dr. Andrés Ramírez Ponce (coleópteros); Dr. Arturo Estrada Torres (hongos); Dr. Jorge Vázquez Pérez (roedores); a los doctores Susana Guillén Rodríguez y José Luis Martínez (especies arbóreas); a los Dres. Townsend Peterson, Adolfo Navarro y Sergio Ancona (aves); a los técnicos del proyecto María Chanel Juárez

Ramírez y Lenin Ríos Figueroa (datos espaciales), para ellos un agradecimiento muy especial.

Gracias a la universidad por haberme permitido formarme en ella, gracias a todas las personas que fueron partícipes de este proceso, ya sea de manera directa o indirecta. Gracias al Centro Tlaxcala de Biología de la Conducta, UATx que me abrió sus puertas desde las prácticas profesionales.

Gracias a mis padres por su amor, trabajo, sacrificio y por haberme apoyado incondicionalmente estos años, gracias a ustedes he logrado llegar hasta aquí.

Gracias a todas las personas especiales que me acompañaron en esta etapa, aportando a mi formación tanto profesional y personal. Gracias por haber hecho de mi etapa universitaria un trayecto de vivencias que nunca olvidaré.

## ÍNDICE

RESUMEN .....	5
1. INTRODUCCIÓN .....	6
2. ANTECEDENTES .....	11
2.1 Métodos para estimar la distribución de las especies (MDP) .....	11
2.2 Algoritmos para los MNE .....	15
2.3 MDP y la riqueza potencial de especies .....	17
3. JUSTIFICACIÓN .....	21
4. OBJETIVOS .....	22
5. MATERIALY MÉTODOS.....	23
5.1 Área de estudio .....	23
5.2 Selección de especies consideradas en el estudio .....	24
5.3 Registros por especie.....	24
5.4 Selección de variables ambientales.....	25
5.5 Áreas de calibración para los modelos.....	27
5.6 Modelos .....	29
5.7 Mapa de riqueza potencial.....	30
6. RESULTADOS.....	32
7. DISCUSIÓN .....	42
8. CONCLUSIONES .....	51
9. BIBLIOGRAFÍA .....	52
10. ANEXOS .....	67
<i>Anexo I. Información biológica de las especies indicadoras consideradas en el estudio.....</i>	67
<i>Anexo II. Métricas de rendimiento de la configuración de los mejores modelos... 74</i>	74
<i>Anexo III. Mapas de distribución potencial a nivel país de las 23 especies consideradas en el estudio .....</i>	78
<i>Anexo IV. Mapas de distribución para el área de estudio considerando la cobertura vegetal y el rango altitudinal para cada especie.....</i>	86

## ÍNDICE DE FIGURAS

<b>Figura 1.</b> Métodos para delimitar las fronteras del área de distribución de una especie. A. Compactación. B. Círculo mínimo y mínimo polígono convexo. C. Cartográfico. D. Areográfico. (Imágenes tomadas de Rapoport y Monjeau, 2001). .....	11
<b>Figura 2.</b> Dualidad de Hutchinson con tres variables climáticas (dispersograma denotado por E) y mapa (G) entre los que existe una correspondencia uno a uno (imagen tomada de Soberón <i>et al.</i> , 2017).....	13
<b>Figura 3.</b> Esquema del proceso de modelado de nicho ecológico (MNE) y de distribución potencial (MDP; Fuente: Martínez-Meyer, 2014).....	14
<b>Figura 4.</b> Diagrama BAM. Representación del espacio geográfico (G) dónde: A es el medio abiótico (nicho fundamental), B las condiciones bióticas, M la región accesible, G <sub>o</sub> área ocupada (nicho realizado) y G <sub>i</sub> área invadible (imagen tomada de Soberón <i>et al.</i> , 2017).....	14
<b>Figura 5.</b> Diagrama BAM simplificado, considerando la hipótesis de ruido eltoniano (Fuente: Saupe <i>et al.</i> , 2012),.....	15
<b>Figura 6.</b> Localización geográfica del área de estudio (Fuentes: División estatal. CONABIO, 2005; Provincias biogeográficas mexicanas. CONABIO, 1997; Áreas Naturales Protegidas. SEMARNAT, 2017).....	23
<b>Figura 7.</b> Mapa uso de suelo y vegetación de la zona de estudio (Elaboró: Ríos-Figueroa).....	31
<b>Figura 8.</b> Sitios prioritarios para la conservación de la biodiversidad (Fuente: CONABIO, 2016).....	31
<b>Figura 9.</b> Sitios prioritarios para la restauración (Fuente: CONABIO, 2016).....	31
<b>Figura 10.</b> Mapa que muestra la riqueza potencial de especies, con tres categorías baja (0-4 especies), media (4-13) y alta (13-22). ....	37
<b>Figura 11.</b> Tipos de vegetación presentes en las zonas con alta riqueza,.....	37
<b>Figura 12.</b> Categorías de riqueza potencial (baja 0-4, media 4-13, y alta 13-22) incluidas en las diferentes ANPs (federales, estatales, voluntarias y UMAs). ....	39
<b>Figura 13.</b> Áreas de riqueza potencial de especies (baja 0-4, media 4-13, y alta 13-22) contenidas en los sitios prioritarios para la conservación (SAP) de prioridad extrema (A), alta (B) y media (C). ....	40
<b>Figura 14.</b> Áreas de riqueza potencial de especies (baja 0-4, media 4-13, y alta 13-22) contenidas en los sitios prioritarios para la restauración (SPR) de prioridad extrema (A), alta (B) y media (C). ....	41

## ÍNDICE DE TABLAS

<b>Tabla 1.</b> Variables ambientales utilizadas en la modelación de nichos ecológicos (Fuente: Cuervo-Robayo <i>et al.</i> , 2014).....	26
<b>Tabla 2.</b> Provincias que conforman el área accesible o de calibración (M) para cada especie. ....	27
<b>Tabla 3.</b> Registros georreferenciados por especie, utilizados para generar los modelos.....	32
<b>Tabla 4.</b> Variables utilizadas por especie para crear los modelos.....	33
<b>Tabla 5.</b> Número de modelos candidatos y mejores modelos para cada una de las especies .....	34
<b>Tabla 6.</b> Área de las categorías de riqueza encontradas dentro de las ANPs. ....	38

## RESUMEN

La estimación del área de distribución de las especies es una herramienta útil en biología de la conservación, permite identificar áreas de riqueza potencial, es decir, áreas de intersección entre la distribución potencial de varios taxones. El objetivo de este estudio fue identificar áreas con mayor riqueza potencial de especies en la región intermedia y en los Parques Nacionales La Malinche e Iztaccíhuatl – Popocatepetl (PN-MIP). Se modeló la distribución potencial de 23 especies indicadoras (8 grupos taxonómicos), utilizando 15 variables climáticas y datos de presencia georreferenciados. Los modelos se generaron en MaxEnt (máxima entropía) y se seleccionaron los mejores con base en la significancia estadística, simplicidad y rendimiento predictivo con el fin de evitar un alto error de omisión. Posteriormente, se generaron mapas de consenso y se reclasificaron en binarios (presencia-ausencia). Para considerar el efecto antropogénico en la distribución de cada una de las especies se construyó una máscara con dos categorías: hábitat/no hábitat. Los mapas se sumaron en ArcMap para obtener la riqueza potencial. Posteriormente se evaluó si estas áreas estaban incluidas en áreas naturales protegidas (ANPs) existentes, así como en los sitios prioritarios para la conservación y restauración definidos por CONABIO. Los resultados muestran que las áreas de mayor riqueza potencial (intersección de 13-22 especies) representan un área de 1,322.15 km<sup>2</sup>, es decir, un 23% con respecto al total del área de estudio (5,860.92 km<sup>2</sup>), estas se ubican en las zonas adyacentes a los PN-MIP y en los lomeríos centrales del estado de Tlaxcala. Las áreas de riqueza media (4-13) fueron las más ampliamente distribuidas abarcando 3,455.89 km<sup>2</sup> equivalente a un 59% y las de baja (0-4) se ubicaron en las cimas de los volcanes y en los Valles de Puebla-Tlaxcala, Cuautitlán-Texcoco y Chalco con un área de 1,082.87 km<sup>2</sup>, es decir, un 18%. Encontramos que las ANPs albergan un 29% del área con mayor riqueza de especies, un 21% de riqueza media y 14% de baja. Finalmente, el 39% del área con mayor riqueza potencial está incluido en los sitios prioritarios para la conservación y el 26% en los sitios prioritarios para la restauración.

## 1. INTRODUCCIÓN

El área de distribución de las especies es considerada el elemento fundamental en todo análisis biogeográfico, su estimación permite describir patrones referentes al tamaño, forma, límites, intersección, estructura y la relación entre la distribución de una especie y la historia geográfica de la región (Zunino y Zullini, 2003). Zunino y Palestrini (1991) definen el área de distribución como la fracción del espacio geográfico donde una especie está presente e interactúa de manera no efímera con su ambiente. Aun cuando el concepto es concreto, en realidad, involucra procesos y/o patrones complejos y dinámicos derivados de la interacción de factores biológicos, ecológicos y biogeográficos (Zunino y Zullini, 2003), por lo que calcularla con exactitud es complicado (Maciel-Mata *et al.*, 2015).

Gracias al desarrollo de los sistemas de información geográfica, a la disponibilidad de lenguajes de programación y al acceso libre de información ambiental, los métodos para estimar el área de distribución de las especies han mostrado un gran avance. Uno de estos métodos es la Modelación de la Distribución Potencial (MDP), que se calculan a partir de la proyección al espacio geográfico de un Modelo de Nicho Ecológico (MNE; Guisan y Zimmermann, 2000; Peterson, 2006; Soberón y Peterson, 2005). Estos modelos se generan a partir de la correlación de datos de presencia de la especie con un conjunto de variables ambientales (Peterson *et al.*, 2011) y existen una gran variedad de algoritmos para generarlos (Elith *et al.*, 2006).

Estos modelos han resultado ser muy útiles para abordar problemas de salud pública (ej. expansión de vectores biológicos; Altamiranda-Saavedra *et al.*, 2017), cambio climático (ej. cambios en la distribución de especies a futuro; Ruiz-Sánchez *et al.*, 2018), importancia agrícola (expansión de especies invasoras; Lira-Noriega *et al.*, 2018) y en biología de la conservación. En este campo se ha considerado como una metodología eficaz para identificar áreas con altos niveles de riqueza potencial de especies, es decir, regiones de intersección entre la distribución de varios taxones, enfoque que cobra relevancia en sistemas naturales que se encuentran bajo una fuerte presión antropogénica, ya que puede

servir de base para establecer monitoreos en campo y poder determinar áreas prioritarias para la conservación (Richardson y Whittaker, 2010; Cañadas *et al.*, 2014; Carroll y Pearson, 1998; Suárez-Mota *et al.*, 2018).

Algunas de las ventajas de esta metodología es que permite contar con resultados en poco tiempo, a bajo costo, y se pueden incluir especies de diferentes grupos taxonómicos que representen a la comunidad biológica de la región e incluso especies focales (Pressey *et al.*, 1993; Primack, 2014), por ejemplo, especies bandera, que son especies conocidas y carismáticas que atraen la atención del público; indicadoras, cuya presencia nos da información sobre aspectos ecológicos y ambientales; sombrilla cuya protección permite conservar todo el ecosistema al que están asociadas; endémicas, que tienen una distribución restringida a un territorio determinado o en peligro de extinción (Branton y Richardson, 2010).

El mantener ambientes saludables implica conservar todos sus componentes (ecosistemas, comunidades biológicas, poblaciones y la variación genética; Primack, 2014), una de las estrategias más utilizadas para este fin es la creación de Áreas Naturales Protegidas (ANPs), cuyo objetivo a largo plazo es conservar ecosistemas, biodiversidad, servicios ecosistémicos y el valor cultural asociado a ellos (Dudley, 2008). La protección de estas áreas es una medida efectiva para salvaguardar el patrimonio biológico, pero en muchos casos las ANPs se encuentran inmersas en paisajes altamente modificados por los humanos que ejercen una gran presión en estos ecosistemas (ej. rodeadas de zonas de cultivo, potreros, asentamientos humanos, plantaciones forestales, desarrollos turísticos y parques industriales; Bennett, 2003).

Por lo que, la identificación, protección y restauración de elementos del paisaje que permitan el movimiento de individuos y poblaciones entre los remanentes de vegetación, es un elemento clave para conservar la biodiversidad y por ende la conectividad entre poblaciones, comunidades y procesos ecológicos (Hobbs, 1992; Beier y Noss, 1998; Hilty *et al.*, 2006; Margules y Pressey, 2000; Newton, 2007). Esto es particularmente importante para las ANPs que se encuentran

inmersas en ambientes antropizados, pues de continuar las tendencias actuales de pérdida de hábitat pueden quedar como islas y su viabilidad a largo plazo se verá afectada (Bennett, 2003).

Para mantener la conectividad entre áreas naturales se han tratado de generar redes de reservas que sean capaces de reforzar el sistema existente de áreas naturales protegidas, más que sólo mantener espacios aislados (Bennett, 2003; Doko *et al.*, 2011; Hilty *et al.*, 2006; Lobo y Hortal, 2003). La Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) generó la “Estrategia hacia 2040” en la que propone la expansión de áreas naturales, pues la red actual solo cubre el 12% de la superficie del país y es insuficiente para conservar adecuadamente la biodiversidad y los procesos ecosistémicos (CONANP, 2014). Aunado a este esfuerzo la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) y la CONANP llevaron a cabo un proyecto dentro de la estrategia de desarrollo territorial sustentable para evaluar, diagnosticar e identificar las prioridades de conservación y restauración en México. Estos organismos identificaron sitios de atención prioritaria para la conservación de la biodiversidad (SAP) y sitios prioritarios para la restauración (SPR). Los SAP son regiones con diferentes niveles de prioridad (extrema, alta y media) que enfrentan altos índices de deforestación y degradación ambiental y se ubican en las zonas adyacentes a las ANPs. Se eligieron considerando los espacios naturales que cuentan con la mayor diversidad biológica, en particular, aquellos que albergan especies en riesgo de extinción, de esta manera se busca fortalecer las ANPs y brindar resiliencia ante el cambio global. Los SPR son áreas con diferentes prioridades de restauración (extrema, alta, media), con estas acciones la CONABIO busca incentivar la conservación de la biodiversidad, procesos ecológicos y servicios ecosistémicos (CONABIO, 2016).

La Faja Volcánica Transmexicana (FVT) es la provincia biogeográfica más heterogénea, compleja en historia geológica y diversa del país (Espinosa *et al.*, 2008). Esta diversidad y complejidad biogeográfica favoreció el desarrollo de sitios con un gran valor biológico, por lo que se ha considerado como uno de los

principales centros de endemismo, diversificación y transición biogeográfica de diversas especies (Morrone, 2005; Navarro-Sigüenza *et al.*, 2007). Así mismo, su complejidad geológica y climática ha permitido que casi todos los tipos de vegetación de México estén presentes, aunque predominan los bosques de coníferas (31%) y de encinos (28%; Espinosa y Ocegueda, 2007).

La gran diversidad de recursos naturales de la FVT ha favorecido el crecimiento de poblaciones humanas, especialmente en la parte central y oriental donde se encuentra la región más densamente poblada de México en la que viven alrededor de 40 millones de personas y que ha sido denominada La Megalópolis de la Región Centro de México, integrada por las ciudades de los estados de México, Hidalgo, Puebla, Morelos, Querétaro, Tlaxcala y la Ciudad de México (SEMARNAT e INECC, 2017).

La megalópolis se ubica en el paraje montañoso de la FVT, la cual alberga 36 ANPs federales, 114 estatales, 19 municipales, 143 áreas destinadas voluntariamente a la conservación y 52 UMAS (Unidades de Manejo y Aprovechamiento Sustentable). Estas áreas protegidas, al igual que los remanentes de vegetación natural se ven amenazados por actividades antropogénicas como cambio en el uso del suelo, extracción de agua y suelo, incendios, sobrepastoreo, contaminantes atmosféricos y extracción de madera y de biota (Arriola-Padilla *et al.*, 2014; CONANP-GIZ, 2018).

Dentro de la FVT existen 26 Parques Nacionales, entre ellos El Parque Nacional Iztaccíhuatl-Popocatepetl (PNIP) y El Parque Nacional La Malinche (PNLM) ubicados en la parte oriental. Ambos parques son muy importantes porque albergan gran parte de las especies endémicas de esta región biogeográfica, además, aportan diversos servicios ambientales como: productos forestales no maderables, captación de carbono, control de erosión, regulación del clima y abastecimiento de agua (SEMARNAT y CONANP, 2013). El PNIP se distingue por ser un parteaguas que capta, alimenta y distribuye recursos hídricos para los más de 13 millones de personas asentadas en los estados de México, Puebla, Tlaxcala, Morelos y Ciudad de México (CONANP y SEMARNAT, 2013). Mientras

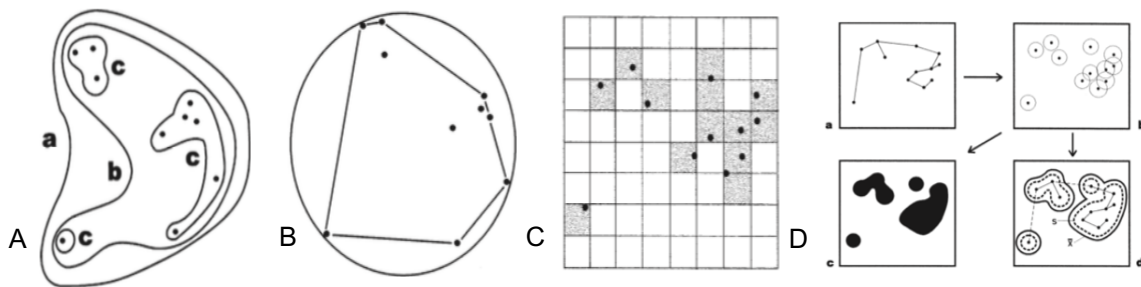
que el PNLN, abastece de agua a la cuenca del río Atoyac y Guadalupe, de ahí su gran importancia para los estados de Tlaxcala y Puebla (SEMARNAT, 2016). Sin embargo, ambas ANPs han sido afectadas por el cambio de uso de suelo, lo que ha representado pérdida de recursos naturales (Figuerola *et al.*, 2011; Arriola-Padilla *et al.*, 2014) y son uno de los ecosistemas más vulnerables al cambio climático (Medina y Tejero-Díez, 2006; Villers-Ruiz y Trejo-Vázquez, 1998). Esta situación que pone en peligro la biodiversidad y los servicios ecosistémicos que proveen.

Por lo anterior, consideramos importante identificar áreas con alta riqueza potencial en la zona intermedia entre los Parques Nacionales La Malinche e Iztaccíhuatl-Popocatepetl; para ello modelamos la distribución potencial de 23 especies indicadoras, pertenecientes a ocho grupos taxonómicos. La información generada en este estudio servirá de base para proponer áreas prioritarias para la conservación, que garanticen el mantenimiento de los recursos naturales y la biodiversidad en la región central del país con la finalidad de ayudar a mitigar los efectos de las actividades humanas.

## 2. ANTECEDENTES

### 2.1 Métodos para estimar la distribución de las especies (MDP)

De acuerdo con Zunino y Zullini (2003) para realizar la descripción del área de distribución de una especie y su transcripción en un mapa es necesario trazar sus fronteras, lo cual se hace a partir de puntos georreferenciados sobre un mapa, en donde, cada punto corresponde a una localidad, esta información puede proceder de diferentes fuentes, por ejemplo: de ejemplares depositados en colecciones científicas, literatura o material colectado por un investigador. Para delimitar las fronteras del área existían diferentes métodos como: el criterio de compactación (fig. 1A), círculo mínimo y mínimo polígono convexo (fig. 1B), cartográfico (fig. 1C) y areográfico (fig. 1D).



**Figura 1.** Métodos para delimitar las fronteras del área de distribución de una especie. A. Compactación. B. Círculo mínimo y mínimo polígono convexo. C. Cartográfico. D. Areográfico. (Imágenes tomadas de Rapoport y Monjeau, 2001).

Dado que el clima tiene un papel importante en la extensión y forma del área de distribución en los últimos años gracias al desarrollo de herramientas informáticas, geográficas y estadísticas, se han generado nuevos métodos que consideran esta variable, como los modelos de distribución potencial de especies (MDP). De acuerdo con Guisan y Zimmermann (2000) la distribución geográfica de las especies puede ser estimada a partir de la correlación de puntos de presencia con variables climáticas mediante técnicas estadísticas como regresiones logísticas, redes neuronales, árboles de clasificación, análisis discriminantes y algoritmos correlativos. Contreras-Medina (2006) sostiene que independientemente del método utilizado, los análisis biogeográficos suelen enfrentar ciertos problemas como: pocos registros, esfuerzo de colecta sesgado, problemas de identificación

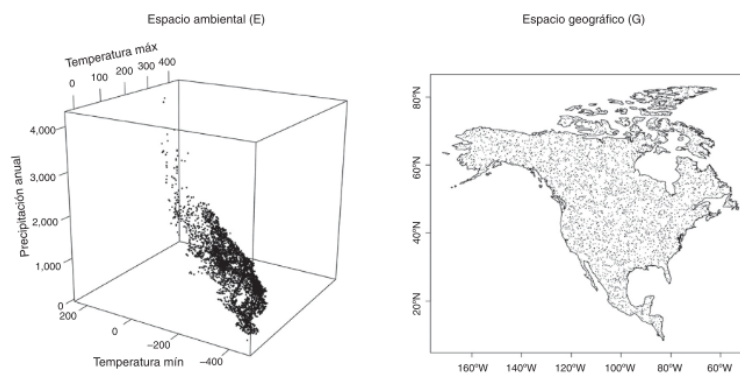
taxonómica, errores de ubicación o la falta de estudios taxonómicos. Por lo cual, Maciel-Mata *et al.* (2015) plantean que estos métodos dan como resultado una estimación probable, la cual debe de considerarse como una hipótesis, más que como una representación exacta de la realidad.

Por otro lado, Peterson y colaboradores (2011) sostienen que los modelos de distribución de especies basados en modelos de nicho ecológico (MNE), se construyen con un sustento teórico fundamentado en conceptos ecológicos y biogeográficos. El nicho ha sido definido por varios autores a lo largo del tiempo, el primero fue Grinnell (1917) quien consideró al nicho como una propiedad del ambiente y lo definió como los requerimientos climáticos y de hábitat necesarios para que una especie pueda estar; lo que difiere de lo planteado por Charles Elton (1927), quien consideró el papel funcional que tiene una especie en la comunidad y consideraba al nicho como una propiedad de las especies. Posteriormente George Evelyn Hutchinson (1957) delimitó el concepto, planteando la existencia de dos nichos. Por un lado, el nicho fundamental que es un hipervolumen de  $n$  dimensiones, donde  $n$ , es el número de variables ambientales importantes que le permiten a la especie existir, y por otro el nicho realizado que es un subconjunto del nicho fundamental en el que la especie está restringida por las interacciones bióticas. Además, mencionó la existencia de dos espacios que se conectan, el espacio ecológico en donde están los nichos y el espacio geográfico en el cual se expresan las distribuciones. Finalmente planteó que hay una diferencia entre las variables que podían conformar el ambiente multidimensional y las dividió en dos tipos: las variables escenopoéticas o no vinculadas, que son aquellas que no se ven afectadas por la presencia de la especie como el clima o la topografía, y las bionómicas o vinculadas, que se ven alteradas por la presencia de las especies como el pH (Hutchinson 1978).

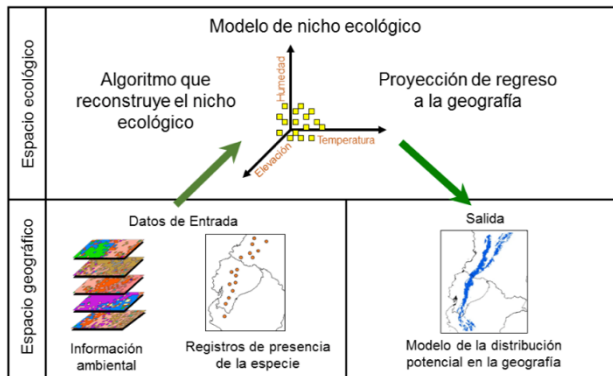
Posteriormente, Soberón (2007) sugiere la separación de los conceptos de nicho de acuerdo con el tipo de variables que se utilicen, si se trabaja con variables bionómicas se estaría trabajando bajo el concepto de nicho según Elton, pero si se

toman en cuenta las variables escenopoéticas para definir el nicho se trataría del nicho de Grinnell con algunas consideraciones propuestas por Hutchinson.

Por otro lado, Soberón y Peterson (2005) afirman que para estimar la distribución geográfica de una especie primero se debe de estimar su nicho, y esto se puede hacer siguiendo el enfoque mecanicista, en el cual, se modelan las respuestas de los individuos a las variables ambientales, se obtienen valores de aptitud y luego en un mapa se muestran las regiones con valores de aptitud positivos; o mediante el enfoque correlativo, en el cual se construye un objeto en el espacio ambiental (fig. 2E) a través de la relación de datos de presencia con variables ambientales que luego es proyectado al espacio geográfico (fig. 2G), en el que cual pueden identificar áreas que son ecológicamente similares, es decir regiones que se parecen a los lugares donde hay registros de la especie. Esta trasferencia se puede realizar gracias a lo que Colwell y Rangel (2009) denominan la dualidad de Hutchinson, en la que se relacionan los espacios que Hutchinson identificó en 1957. Esta hipótesis afirma que hay una correspondencia entre el espacio abstracto y multidimensional del nicho (fig. 2E), con el espacio geográfico (fig. 2G). Soberón *et al.* (2017) aseguran que esta hipótesis ayuda a entender la diferencia que hay entre el modelado de las áreas de distribución (MDP) y el modelado de nichos ecológicos (MNE), que erróneamente se han considerado como sinónimos (fig. 3). Cabe resaltar que los modelos mecanicistas estiman el nicho fundamental mientras que los modelos correlativos el nicho realizado (Guisan y Zimmermann, 2000).

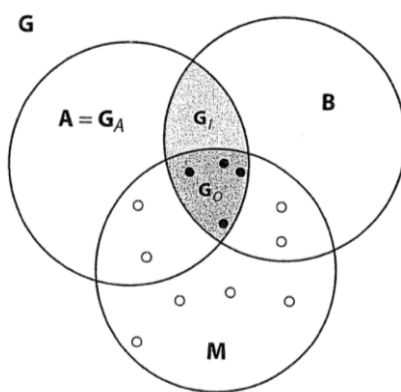


**Figura 2.** Dualidad de Hutchinson con tres variables climáticas (dispersograma denotado por E) y mapa (G) entre los que existe una correspondencia uno a uno (imagen tomada de Soberón *et al.*, 2017)



**Figura 3.** Esquema del proceso de modelado de nicho ecológico (MNE) y de distribución potencial (MDP; Fuente: Martínez-Meyer, 2014)

Además, Soberón y Peterson (2005) mencionan que la distribución de una especie depende de tres factores que interactúan y que ayudan a determinar el área de distribución de una especie: 1) las condiciones abióticas como el clima, la topografía, etc. 2) los factores bióticos, es decir el conjunto de interacciones bióticas con otras especies y 3) la accesibilidad a ciertas regiones de acuerdo con su capacidad de dispersión. Estos factores son una representación abstracta del espacio geográfico y lo denominaron diagrama BAM (fig. 4).

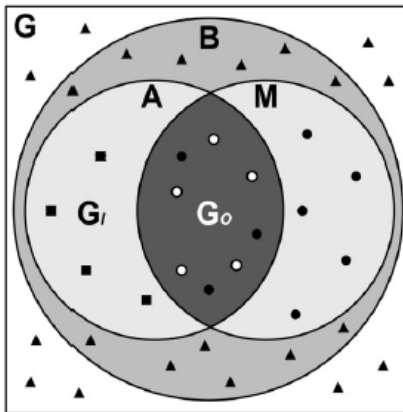


**Figura 4.** Diagrama BAM. Representación del espacio geográfico (G) dónde: A es el medio abiótico (nicho fundamental), B las condiciones bióticas, M la región accesible,  $G_o$  área ocupada (nicho realizado) y  $G_i$  área invadible (imagen tomada de Soberón *et al.*, 2017)

Cabe resaltar que los factores evolutivos, que también son importantes para explicar los patrones biogeográficos, no se están considerados en el diagrama de BAM, porque los MNE y MDP se construyen bajo la suposición del conservadurismo de nicho, que considera un cambio lento o ausente en las características ancestrales tanto del nicho fundamental como del nicho realizado

de las especies a lo largo del tiempo (Pearman *et al.*, 2008; Peterson *et al.*, 1999; Wiens y Graham, 2005). Otro supuesto importante sobre el cual se construyen los modelos es el que proponen Soberón y Nakamura (2009), quienes señalan que las condiciones bióticas (factor B) suelen ser muy difíciles de representar con valores estáticos, por lo que la falta de esta información en la modelación ha sido señalada como una limitante.

Dado que los modelos generados a partir de variables escenopoéticas han tenido un valor predictivo notable, se afirma que estos modelos trabajan bajo la hipótesis del ruido eltoniano, la cual toma en cuenta que los factores abióticos están estrechamente correlacionados con las variables escenopoéticas, y al usarlas se mantiene una parte de las condiciones bióticas. Además, estas condiciones no tienen un efecto importante a escalas gruesas y de baja resolución, por lo que permite descuidar un poco B y enfocarse solo en A y M (Supe *et al.*, 2012; fig. 5).



**Figura 5.** Diagrama BAM simplificado, considerando la hipótesis de ruido eltoniano (Fuente: Saupé *et al.*, 2012),

## 2.2 Algoritmos para los MNE

Anderson y Raza (2010) plantean la existencia de diversos algoritmos que permiten modelar el nicho ecológico, la mayoría de estos comparan las condiciones ambientales donde se ha registrado la especie con las condiciones disponibles en la zona general de estudio, lo que se hace con muestras de fondo o pseudoausencias, por lo tanto la definición de la región accesible (M) es un tema importante y que no debe incluir áreas donde la especie está ausente debido a

limitaciones de dispersión o interacciones bióticas lo que concuerda con lo dicho también por Cooper y Soberón (2018). En este sentido Barve *et al.* (2011) y Giovanelli *et al.* (2010) demuestran el efecto que tiene el tamaño de la M en la calibración, validación, comparación y proyección en el espacio y tiempo de los modelos, por lo que mencionan que una opción para delimitar esta zona es utilizando un conjunto de regiones bióticas dentro de las cuales se sabe que la especie ha estado durante cierto tiempo.

Como se mencionó anteriormente, hay varios algoritmos de modelación que se pueden implementar de acuerdo con el tipo de datos que se tenga. Para los que solo usan registros de presencia están los algoritmos estilo envolvente (BIOCLIM) y los basados en la distancia (DOMAIN). Para ausencias y presencias se utilizan enfoques de regresión como los modelos lineales generalizados (GLM) y los modelos aditivos generalizados (GAM). También están los algoritmos genéticos como GARP que utilizan presencias y generan al azar pseudousencias. Por último, está uno de los más utilizados recientemente y es el algoritmo de máxima entropía del software MaxEnt desarrollado por Phillips *et al.* (2006), que se ha considerado como uno de los de mejor desempeño (Elith *et al.*, 2006) y que permite modelar aun con pocos registros (Hernández *et al.*, 2006), este algoritmo contrasta los puntos de presencia con los datos de fondo (background; Merow *et al.*, 2013).

Al parecer desde la década de los 70's se empezó a plantear el marco teórico de esta área del conocimiento, pero fue a mediados de los 80's cuando se tuvieron las primeras simulaciones de Ferrier (1984), Verner (1986), Busby y Austin (1981) las cuales tuvieron un gran éxito y ayudaron a promover este nuevo enfoque (Guisan y Thuiller, 2005; Lobo *et al.*, 2010; Zimmermann *et al.*, 2010). Con el paso de los años el número de publicaciones sobre metodologías de modelado de distribución potencial basadas en el modelado del nicho ecológico y su aplicación fue aumentando significativamente gracias al desarrollo de los sistemas computacionales, de información geográfica y de nuevos softwares que permitieron analizar grandes cantidades de información, todo esto aunado al

acceso a bases de datos ambientales y biológicas que con ayuda del internet se popularizaron.

Actualmente esta herramienta ha sido utilizada en diferentes campos, y se ha enriquecido a partir de importantes contribuciones metodológicas y teóricas, que han permitido el desarrollo de métodos para la selección de variables ambientales (Cobos *et al.*, 2019; Fourcade *et al.*, 2018) así como de códigos para la creación y evaluación de los modelos de una manera más efectiva (Cobos *et al.*, 2019; García-Roselló *et al.*, 2019). Gracias a esto, su aplicación se ha expandido en áreas de la biología como la filogeografía (Daru *et al.*, 2017) ayudando a comparar nichos entre especies hermanas (Manzanilla-Quiñones *et al.*, 2019), identificar áreas de endemismo (Almazán-Núñez *et al.*, 2013; Escalante *et al.*, 2013), evaluar el impacto de cambio climático en las especies (Ruiz-Sánchez *et al.*, 2018), predecir la expansión de vectores biológicos (Altamiranda-Saavedra *et al.*, 2017), identificar zonas que requieran ser exploradas para verificar la presencia de la especie (Phillips *et al.*, 2017), estimar la expansión potencial de especies invasoras (Silva *et al.*, 2014), en fin, actualmente se publican una gran cantidad de artículos que han contribuido al avance teórico y metodológico, y se puede afirmar que es un área de investigación muy activa.

### **2.3 MDP y la riqueza potencial de especies**

La biogeografía de la conservación se basa en la aplicación de principios, teorías y análisis biogeográficos para ubicar zonas con un alto valor biológico, que permitan diseñar redes de reservas, corredores biológicos, y para la planificación e implementación de programas de restauración ecológica, que ayuden a conservar la biodiversidad (Richardson y Whittaker, 2010; Whittaker *et al.*, 2005). Para agencias como la CONABIO los MDP son herramientas útiles que han ayudado a gestionar la biodiversidad, pues ayudan a identificar áreas de endemismo y patrones geográficos de riqueza de especies (Jaramillo-Correa, 2018; Mendoza-González *et al.*, 2016; CONABIO, 2017).

En la última década los MDP han sido una de las estrategias más utilizadas para la selección de áreas de conservación (Guisan *et al.*, 2013). Lobo *et al.* (2010) consideran que esta herramienta es de gran ayuda en este proceso ya que estima atributos importantes como: la riqueza potencial, la rareza o endemidad, a partir, de la suma de los modelos individuales de especies.

Son varios los estudios que han utilizado los MDP para determinar zonas de riqueza potencial, algunos enfocándose a un solo grupo taxonómico, como el de Vargas *et al.* (2010) en Bolivia quienes modelaron la distribución potencial de 113 especies amenazadas y raras de murciélagos con el objetivo de identificar áreas de riqueza de especies de este grupo taxonómico y proponer su conservación, estos autores encontraron que cerca del 10% del territorio eran zonas con una alta prioridad de conservación de las cuales menos del 50% caían en áreas naturales protegidas nacionales ya establecidas, y el resto no, por lo que su estudio sustenta futuras acciones de conservación. Por otro lado, Amori *et al.* (2013) identificaron y delimitaron áreas de riqueza de roedores en América del Sur, utilizando datos de distribución de la IUCN de 791 especies y hallaron tres áreas de riqueza potencial que se relacionaron positivamente con la disponibilidad hábitat; los que presentaron una mayor riqueza de especies fueron los bosques, praderas y matorrales.

Otros han implementado un enfoque multi taxonómico como el estudio de Fajardo *et al.* (2014) quienes emplearon los MDP de 2,869 especies de mamíferos, aves, anfibios, reptiles, mariposas y plantas para la construcción de un mapa de riqueza que les ayudó a identificar áreas potenciales de conservación para complementar el sistema de reservas existentes, también determinaron si el sistema actual satisfacía las necesidades de conservación en Perú. Los autores concluyeron que a pesar de que es uno de los países con un gran porcentaje de su territorio protegido aún hay vacíos y su estudio permitió identificar áreas que contribuirán a crear una red representativa, conectada y eficiente de áreas protegidas. Por otra parte, Acevedo *et al.* (2017) estimaron la riqueza potencial de anuros y mariposas en tres regiones biogeográficas de Colombia, modelando la distribución de 7

anuros y 29 mariposas, sus resultados sugieren que hay convergencia entre las zonas de concentración de especies y las regiones biogeográficas, lo que demuestra la importancia de mantener corredores biológicos entre regiones. Otro estudio es el de Zhang y Zhang (2014) quienes investigaron los patrones de riqueza de especies leñosa y su relación con variables ambientales en una zona árida del noreste de China, y al mismo tiempo evaluaron la red actual de áreas protegidas. Con MDP de 133 especies leñosas de bosques y 220 xerófilas leñosas construyeron un mapa de riqueza que les permitió proponer una red de áreas prioritarias. Las zonas con una alta prioridad de conservación coincidieron con zonas de alta riqueza de especies y muchas de estas quedaron fuera de las áreas de conservación existentes. Además, determinaron que la precipitación y la presencia de refugios glaciales tienen un efecto en los patrones de riqueza de estas especies.

En México también hay estudios que han estimado la riqueza potencial a partir de MDP. Navarro-Sigüenza *et al.* (2007) hicieron un análisis para describir los patrones de riqueza y endemismo, así como la estructura biogeográfica de la avifauna en la FVT. Utilizaron el algoritmo GARP (Genetic Algorithm for Rule Production) para generar los MDP y luego construyeron mapas de riqueza con el fin de analizar los patrones de relación biogeográfica. Los investigadores concluyeron que la avifauna de la FVT se encuentra compuesta por 705 especies asociadas principalmente con hábitats montanos, submontanos, ambientes acuáticos y de altitudes menores, además de que la mayor riqueza se ubica en los extremos de la región. Por otro lado, Gámez *et al.* (2012) analizaron los patrones de distribución, riqueza y endemismo de la mastofauna de la FVT, a partir de los MDP de 152 especies de mamíferos. En este estudio la vegetación y la altitud fueron las variables que mejor explican la riqueza y endemismo. La mayor riqueza de especies se presenta en los órdenes Rodentia y Chiroptera, 12 de los 13 géneros endémicos de México se localizan en esta zona e identificaron 14 especies endémicas de la provincia.

Almazán-Núñez *et al.* (2013) analizaron la riqueza de la avifauna del estado de Querétaro mediante la construcción de 376 MDP para definir áreas de endemismo y evaluar la efectividad de la Reserva de la Biosfera Sierra Gorda. Encontraron que la mayor concentración de riqueza, endemismos y distribución especies en riesgo fue en la porción del estado que pertenece a la Sierra Madre Oriental, y demostraron que las reservas no están siendo efectivas en cuanto a la conservación de áreas con una riqueza potencial de especies. Asimismo, el estudio de Suárez-Mota *et al.* (2018) tuvo como objetivo definir una red de áreas de conservación en la Sierra Norte del estado de Oaxaca, definiendo como sitios prioritarios para la conservación aquellos con una alta riqueza potencial, los cuales fueron identificados con la ayuda de los MDP de 340 especies endémicas de la familia Asteraceae. Sus resultados podrían ayudar a plantear estrategias de conservación que en un futuro podrían integrarse al Sistema Nacional de Áreas Protegidas.

### **3. JUSTIFICACIÓN**

La región de la FVT se encuentra bajo una fuerte presión, por el crecimiento demográfico y la consecuente demanda de recursos naturales (agua, alimento, muebles, etc.), en particular dentro de lo que actualmente se conoce como Megalópolis de la Región Centro de México. El crecimiento de los asentamientos humanos pone en riesgo a los ecosistemas de la FVT, por lo que es imperante delimitar áreas prioritarias para la conservación, que permitan conservar la biodiversidad y mantener la conectividad entre poblaciones, comunidades y procesos ecológicos, en particular entre los Parques Nacionales La Malinche e Iztaccíhuatl –Popocatepetl, áreas naturales protegidas que se encuentran inmersas en un paisaje cada vez más antropizado.

La identificación de áreas con mayor de riqueza potencial de especies pertenecientes a diferentes grupos taxonómicos sentará las bases para que a corto plazo se pueda llevar a cabo el monitoreo en campo de las especies y para incentivar la protección y restauración de los elementos del paisaje que permitan mantener la conectividad y aminorar las tendencias actuales de pérdida de hábitat, que pone en riesgo la viabilidad de estos ecosistemas a largo plazo.

#### **4. OBJETIVOS**

**General:**

Identificar áreas con mayor riqueza potencial de especies dentro y entre los Parques Nacionales La Malinche e Iztaccíhuatl – Popocatépetl.

**Particulares:**

1. Estimar el área de distribución potencial de 23 especies indicadoras (ocho grupos taxonómicos) considerando el impacto antropogénico.
2. Identificar áreas de riqueza potencial de especies en el área de estudio.
3. Definir a qué tipo de uso de suelo y vegetación están asociadas las áreas con una mayor riqueza potencial de especies.
4. Calcular qué porcentaje del área con una mayor riqueza potencial de especies está contenida en la red de ANPs existente.
5. Calcular qué porcentaje del área con una mayor riqueza potencial de especies está contenida en los sitios SAP y SRP identificados por CONABIO.

## 5. MATERIALY MÉTODOS

### 5.1 Área de estudio

Se ubica en la región oriental de la FVT, entre los estados de Puebla, Tlaxcala, México y Morelos. La región presenta un clima predominante templado subhúmedo (Cantellano, 2007), con una temperatura media anual que oscila entre -1 y 20 °C, dependiendo de la elevación, que va de los 1,711 a los 5,381 msnm (Cuervo-Robayo *et al.*, 2014; INEGI, 2013). La precipitación media anual oscila entre los 545 y los 1,900 mm (Cuervo-Robayo *et al.*, 2014). La vegetación natural predominante está compuesta por matorral sacro- crasicaule, bosques de pino, encino, mesófilo de montaña hasta selva, matorral rosetófilo y chaparral (Cantellano, 2007). Aunque el paisaje ha sido fuertemente alterado y destaca la presencia de zonas agrícolas (temporal y riego), pastizales ganaderos y zonas urbanas, todavía existen pequeños manchones de bosques primarios y secundarios principalmente de pino, encino y táscate (INEGI, 2016).

El área de estudio tiene una extensión aproximada de 5,860.91 km<sup>2</sup>, se delimitó con criterios políticos y está conformada por 50 municipios (Arias-Del Razo, datos no publicados) e incluye ANPs federales, estatales, destinadas voluntariamente a la conservación (ADVC), un sitio RAMSAR y Unidades de Manejo Para la Conservación de la vida silvestre (UMAS; Ríos-Figueroa, datos no publicados). Por su tamaño e importancia en la región se destacan tres ANPs federales: Iztaccíhuatl-Popocatepetl, La Malinche y Xicoténcatl (fig. 6).



**Figura 6.** Localización geográfica del área de estudio (Fuentes: División estatal. CONABIO, 2005; Provincias biogeográficas mexicanas. CONABIO, 1997; Áreas Naturales Protegidas. SEMARNAT, 2017).

## **5.2 Selección de especies consideradas en el estudio**

Se consideraron ocho grupos taxonómicos: anfibios, aves, coleópteros, hongos, mamíferos (roedores y carnívoros), reptiles y vegetación arbórea. Los criterios que se tomaron en cuenta para seleccionar a las especies fueron los siguientes: 1) que históricamente hayan sido reportadas en el área de estudio, 2) que no fueran especies exóticas o invasoras, 3) que fueran indicadoras de la salud del ecosistema o que regulen procesos ecosistémicos o a las poblaciones de otras especies, 4) que fueran poco tolerantes a la perturbación, es decir, que se les dificultara desplazarse fácilmente en una matriz de fragmentos perturbados por actividades antropogénicas (zonas urbanas, agrícolas o ganaderas) y 5) que existieran registros disponibles (mínimo 25) en las bases de datos de acceso libre y literatura especializada. En el anexo I se describe la biología de las especies seleccionadas, a las que denominaremos especies indicadoras.

Debido a que después de este estudio se harán otros análisis para justificar la selección de estos sitios como prioritarios para la conservación se tomaron en cuenta a la par otros criterios como que se puedan trampear fácilmente, que sean más factibles de manipular para obtener muestras de tejido sin comprometer la vida del individuo, que tengan alta movilidad o que requieran dispersarse en alguna etapa de su vida.

## **5.3 Registros por especie**

Se realizó una búsqueda exhaustiva de los registros de presencia georreferenciados para las 23 especies. La información se obtuvo de tres colecciones digitales, la Global Biodiversity Information Facilities (GBIF; [www.gbif.org](http://www.gbif.org)), el Sistema Nacional de Información Biológica de CONABIO (SNIB; <http://www.snib.mx>), e iNaturalist (INAT; [www.inaturalist.org](http://www.inaturalist.org)) y se complementó con registros reportados en la literatura especializada para cada grupo (LIT). Dado que nuestro interés se centra en conocer las áreas de mayor riqueza potencial en el centro del país, para aquellas especies que presentan una amplia distribución

solo consideramos los registros pertenecientes a México, eliminando los extremos de la distribución (Soberón com. pers.).

Con el fin de aumentar la precisión del análisis, los datos de ocurrencia de cada plataforma se filtraron en pasos secuenciales por especie. 1) Se excluyeron los registros que no tuvieran referencia geográfica, 2) se unieron los datos de las diferentes plataformas (únicamente en los casos en que la identificación de la especie no representara ningún reto), se eliminaron los registros duplicados y 3) considerando la opinión del experto en cada grupo taxonómico se eliminaron los registros que estuvieran fuera del rango reportado por la literatura, con información incompleta o inconsistente, en estos procesos se utilizaron los programas R, Excel para Office 365 MSO y ArcGIS 10.5.

Dado que la autocorrelación espacial puede sesgar los resultados de los modelos, se utilizó el filtrado espacial, que es una solución sencilla para disminuir los efectos del sesgo de muestreo y la concentración de registros en una zona en particular (Boria *et al.*, 2014; Kramer-Schadt *et al.*, 2013), en este caso se utilizó una separación de 5 km, a fin de contar con una distribución uniforme. Como no contamos con datos independientes para la evaluación de los modelos, los datos se dividieron aleatoriamente en subconjuntos de 50% (entrenamiento) –50% (validación) para especies con más de 50 registros y de 75% (entrenamiento) – 25% (validación) para aquellas con menos de 50 registros (Cobos *et al.*, 2019; Raghavan *et al.*, 2019). Todos los análisis espaciales se desarrollaron utilizando ArcGIS 10.5 y la caja de herramientas SDMTools 2.4 (Brown, 2014).

#### **5.4 Selección de variables ambientales**

Los datos climáticos que se utilizaron para generar los modelos comprendieron 15 de las 19 variables actualizadas para México (Tabla 1; Cuervo-Robayo *et al.*, 2014; <https://rmets.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1002/joc.3848>). Estas variables derivan de datos de precipitación y temperatura, las cuales cubren un intervalo temporal del año 1910 hasta el 2009. Han sido consideradas como los datos climatológicos más actualizados y de mayor resolución para el país a 30

arcsec (~1km<sup>2</sup>). En el análisis se excluyeron cuatro variables que muestran anomalías espaciales (Escobar *et al.*, 2014): 1) temperatura media del trimestre más húmedo (BIO8), 2) temperatura media del trimestre más seco (BIO9), 3) precipitación del trimestre más cálido (BIO18) y 4) precipitación del trimestre más frío (BIO19). Todas las variables se procesaron en formato raster y en coordenadas geográficas (Datum WGS-84).

**Tabla 1.** Variables ambientales utilizadas en la modelación de nichos ecológicos (Fuente: Cuervo-Robayo *et al.*, 2014).

<b>Código</b>	<b>Descripción de variables</b>
<b>BIO1</b>	Temperatura promedio anual
<b>BIO2</b>	Oscilación diurna de la temperatura
<b>BIO3</b>	Isotermalidad
<b>BIO4</b>	Estacionalidad de la temperatura
<b>BIO5</b>	Temperatura máxima del mes más cálido
<b>BIO6</b>	Temperatura mínima del mes más frío
<b>BIO7</b>	Oscilación anual de la temperatura
<b>BIO10</b>	Temperatura media del trimestre más cálido
<b>BIO11</b>	Temperatura media del trimestre más frío
<b>BIO12</b>	Precipitación anual
<b>BIO13</b>	Precipitación del mes más húmedo
<b>BIO14</b>	Precipitación del mes más seco
<b>BIO15</b>	Estacionalidad de la precipitación
<b>BIO16</b>	Precipitación del trimestre más húmedo
<b>BIO17</b>	Precipitación del trimestre más seco

Para identificar el conjunto óptimo de variables para crear los modelos por especie se hizo una matriz de correlaciones de Pearson entre las 15 capas climáticas con la caja de herramientas SDMTools 2.4 (Brown, 2014) de ArcGIS 10.5. Se eliminó una de cada par de variables altamente correlacionadas ( $r \geq 0.8$ ), tomando en cuenta la biología de las especies en este proceso. Posteriormente se crearon los subconjuntos de variables para ello se utilizó el paquete “kuenm” de R (Cobos *et al.*, 2019).

## 5.5 Áreas de calibración para los modelos

Delimitar el área de calibración (M), que corresponde a la región accesible a la especie durante períodos de tiempo relevantes, es crucial para obtener buenos modelos (Barve *et al.*, 2011). Por lo que la M de cada una de las especies se construyó a partir de la intersección de la distribución reportada y los puntos de presencia con las provincias herpetofaunísticas (Casas-Andreu y Reyna-Trujillo, 1990), mastogeográficas (Ramírez-Pulido y Castro-Campillo, 1990), biogeográficas (CONABIO, 1997) y fisiográficas (INEGI, 2001). Las provincias que conforman la M de cada especie se resumen en la tabla 2.

**Tabla 2.** Provincias que conforman el área accesible o de calibración (M) para cada especie.

	Especie	Provincias	Provincias utilizadas
Anfibios	<i>Dryophytes eximius</i>	Herpetofaunísticas	Sierra Madre Occidental, Sierra Madre Oriental, Eje Neovolcánico y Sierra Madre del Sur.
	<i>Rana spectabilis</i>		Sierra Madre Oriental, Sierra Madre del Sur, Eje Neovolcánico y Veracruzana.
	<i>Pseudoeurycea leprosa</i>		Sierra Madre Oriental, Sierra Madre del Sur y Eje Neovolcánico.
Aves	<i>Cardellina rubra</i>	Biogeográficas	Sierra Madre Occidental, Sierra Madre Oriental, Eje Volcánico, Oaxaca y Sierra Madre del Sur.
	<i>Pipilo maculatus</i>		Altiplano Norte, California, Costa del Pacífico, Eje Volcánico, Los Altos de Chiapas, Sierra Madre del Sur, Sierra Madre Oriental, Sierra Madre Occidental, Soconusco y Sonorense.
	<i>Psaltiriparus minimus</i>		California, Costa del Pacífico, Eje Volcánico, Los Altos de Chiapas, Sierra Madre del Sur, Sierra Madre Occidental, Sierra Madre Oriental, Soconusco y Sonorense.
Coleópteros	<i>Geotrupes herbeus</i>	Fisiográficas	Eje Neovolcánico.
	<i>Plusiotis adelaida</i>		Eje Neovolcánico, Sierra Madre del Sur, Sierra Madre Occidental y Sierra Madre Oriental.
	<i>Xyloryctes ensifer</i>		Cordillera centroamericana, Eje Neovolcánico, Sierra Madre del Sur, Sierra Madre Occidental, Sierra Madre Oriental y Sierra de Chiapas y Guatemala.

<b>Hongos</b>	<i>Ramaria stricta</i>	Fisiográficas	Cordillera Centroamericana, Eje Neovolcánico, Sierra Madre del Sur, Sierra Madre Oriental, Sierras de Chiapas y Guatemala.
<b>Mamíferos medianos</b>	<i>Canis latrans</i>		Todas
	<i>Conepatus leuconotus</i>	Mastogeográficas	Sonorense, Chihuahuense, Sierra Madre Occidental, Sierra Madre Oriental, Coahuilense, Sinaloense, Tamaulipeca, Zacatecana, Nayarita, Del Golfo, Volcánico-Transversa, Del Balsas, Oaxaco-Tehuacanense, Sierra Madre Del Sur, Guerrerense y Chiapaneca.
	<i>Lynx rufus</i>		Baja Californiana, Californiana, Sonorense, Chihuahuense, Sierra Madre Occidental, Sierra Madre Oriental, Coahuilense, Sinaloense, Tamaulipeca, Zacatecana, Nayarita, Del Cabo, Volcánico-Transversa, Oaxaco-Tehuacanense.
<b>Reptiles</b>	<i>Phrynosoma orbiculare</i>		Desierto Chihuahuense, Sierra Madre Occidental, Sierra Madre Oriental y Eje Neovolcánico.
	<i>Sceloporus aeneus</i>	Herpetofaunísticas	Eje Neovolcánico.
	<i>Sceloporus grammicus</i>		Desierto Chihuahuense, Sierra Madre Occidental, Tamaulipeca, Sierra Madre Oriental y Eje Neovolcánico.
<b>Roedores</b>	<i>Peromyscus melanotis</i>		Eje Neovolcánico, Sierra Madre Oriental, Zacatecana y Sierra Madre Occidental.
	<i>Reithrodontomys megalotis</i>	Mastogeográficas	Baja California, Californiana, Sonorense, Chihuahuense, Sierra Madre Occidental, Coahuilense, Sierra Madre Oriental, Zacatecana, Volcánico-Transversa y Oaxaco-Tehuacanense.
	<i>Sciurus aurogaster</i>		Tamaulipeca, Sierra Madre Oriental, Zacatecana, Nayaritana, Del Golfo, Volcánica-Transversa, Del Balsas, Oaxaco-Tehuacanense, Sierra Madre del Sur, Guerrerense, Chiapaneca.
<b>Vegetación arbórea</b>	<i>Pinus hartwegii</i>		Eje Neovolcánico, Sierra Madre del Sur, Sierra Madre Oriental.
	<i>Pinus montezumae</i>	Fisiográficas	Cordillera Centroamericana, Eje Neovolcánico, Mesa del Centro, Sierra Madre del Sur, Sierra Madre Oriental, Sierras de Chiapas y Guatemala.
	<i>Quercus</i>		Eje Neovolcánico, Llanura Costera del Golfo,

<i>glabrescens</i>	Sierra Madre del Sur y Sierra Madre Oriental.
<i>Quercus rugosa</i>	Cordillera Centroamericana, Eje Neovolcánico, Mesa del Centro, Sierra Madre del Sur, Sierra Madre Oriental, Sierra Madre Occidental y Sierra de Chiapas y Guatemala.

## 5.6 Modelos

Los modelos fueron generados en el programa MaxEnt 3.3.3 (Phillips *et al.*, 2006) y la mejor parametrización para cada modelo se exploró utilizando el paquete de R “kuenm” (Cobos *et al.*, 2019). Los mejores modelos se seleccionaron de acuerdo con tres criterios: 1) significancia estadística (ROC parcial; Peterson *et al.*, 2008), 2) rendimiento predictivo para evitar un alto error de omisión (Anderson *et al.*, 2003) y 3) simplicidad del modelo (criterio de información de Akaike con corrección, AICc; Warren y Seifert, 2011).

Para cada una de las especies se crearon todos los modelos candidatos resultantes de la combinación de 42 y 99 conjuntos de variables ambientales, siete valores de multiplicador de regularización (0.1, 0.3, 0.5, 0.7, 1, 5 y 10) y cinco clases de entidad (lineal = l, cuadrática = q, producto = p, umbral = t y bisagra = h). Todos los modelos candidatos se evaluaron en función de ROC parcial, con 500 iteraciones y 50% de datos para bootstrapping, tasas de omisión  $\leq 5\%$  y valores delta AICc  $\leq 2$ .

Una vez identificados los mejores modelos se hicieron 10 réplicas por bootstrap, con salidas logísticas y para hacer el mapa consenso se obtuvo la mediana de las réplicas, en casos donde hubo más de un mejor modelo se utilizó la mediana de las medianas de todas las réplicas para robustecer los resultados.

Los modelos que se generaron con MaxEnt por defecto están expresados en términos probabilísticos de condiciones adecuadas. Por lo que, los mapas consenso se reclasificaron en ArcGIS 10.5 para crear mapas binarios de distribución potencial (1-0; presencia-ausencia) utilizando una modificación del umbral mínimo de presencia de entrenamiento bajo, con una tasa de omisión de E=5% (LPT-E), porque los registros fueron descargados de internet y pueden

tener cierto error asociado, con este criterio se omiten el 5% de las localidades que tienen los valores más bajos de idoneidad (Costa, 2009; Jiménez-García y Peterson, 2019; Waltari y Guralnick, 2009).

Una vez obtenidos y evaluados los modelos de distribución potencial a nivel de país se recortaron para seguir con el análisis del área de estudio. El siguiente paso fue considerar el impacto antropogénico en la distribución de las especies, para ello se hizo un recorte de los mapas binarios con la máscara antropizada (Yáñez-Arenas *et al.*, 2012). Esta máscara se construyó con dos categorías: hábitat y no hábitat para cada una de las especies considerando el uso de suelo y vegetación de la serie VI de INEGI (2016), además del rango altitudinal reportado para las especies, utilizando el continuo de elevaciones mexicano (INEGI, 2013), aunque este no es un atributo de la actividad humana. Se clasificó como hábitat las coberturas de suelo, tipos de vegetación y rango altitudinal reportado en la literatura como hábitat propicio para la especie y como no hábitat, aquellos donde no se distribuye o es poco probable que pueda sobrevivir, este proceso se hizo en ArcGIS 10.5. Las características por especie incluidas en este análisis se describen en el anexo I.

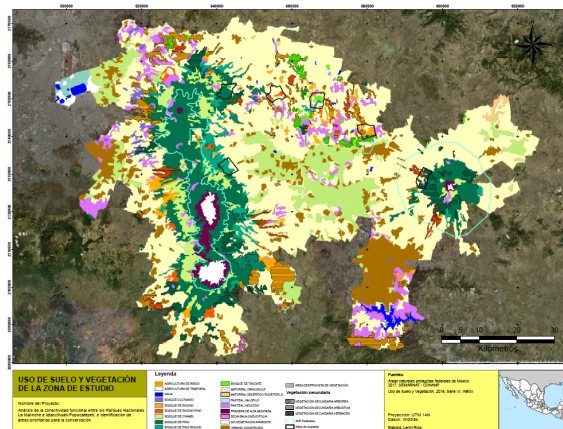
### **5.7 Mapa de riqueza potencial**

Una vez obtenidos los mapas de distribución potencial tomando en cuenta la máscara antropizada se utilizó el álgebra de mapas para sumarlos en ArcMap 10.5, la suma permitió estimar el número de especies por celda ( $\sim 1\text{km}^2$ ).

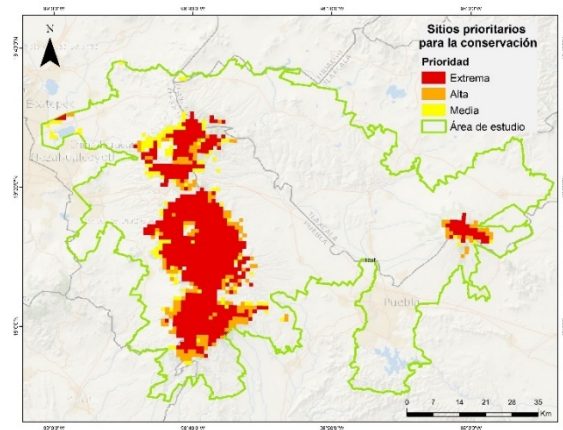
Para conocer en qué tipo de uso de suelo y vegetación se encuentran asociadas las tres categorías de riqueza de especies se utilizó el mapa de la serie VI de INEGI (2016; fig.9).

Posteriormente se estimó el porcentaje de las diferentes categorías de riqueza potencial que se encuentran dentro de las diferentes categorías de las ANPs establecidas en la región (CONANP) y dentro de los sitios de atención prioritaria (extrema, alta, media) para la conservación de la biodiversidad (SAP; fig. 7) y los

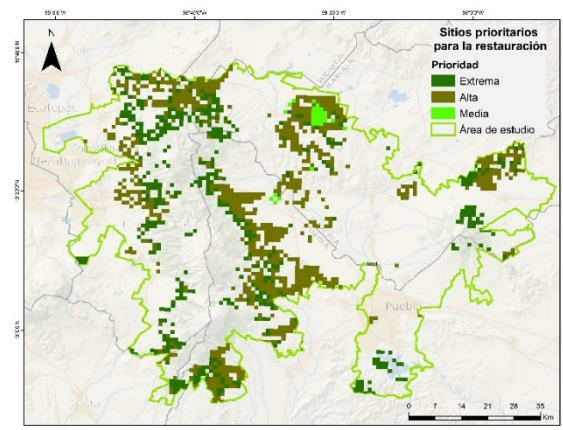
sitios prioritarios (extrema, alta, media) para la restauración (SPR; fig. 8) identificados por la CONABIO (2016).



**Figura 7.** Mapa uso de suelo y vegetación de la zona de estudio (Elaboró: Ríos-Figueroa).



**Figura 8.** Sitios prioritarios para la conservación de la biodiversidad (Fuente: CONABIO, 2016).



**Figura 9.** Sitios prioritarios para la restauración (Fuente: CONABIO, 2016).

## 6. RESULTADOS

Derivado del proceso de limpieza y homogeneización de las bases de datos obtuvimos 11,256 registros georreferenciados que se utilizaron para generar los modelos de las 23 especies consideradas en este estudio (tabla 3).

**Tabla 3.** Registros georreferenciados por especie, utilizados para generar los modelos.

	<b>Especie</b>	<b>No. de registros</b>	<b>Fuentes</b>
<b>Anfibios</b>	<i>Dryophytes eximius</i>	695	GBIF, SNIB
	<i>Rana spectabilis</i>	198	
	<i>Pseudoeurycea leprosa</i>	115	
<b>Aves</b>	<i>Cardellina rubra</i>	440	GBIF, SNIB, INAT
	<i>Pipilo maculatus</i>	878	
	<i>Psaltiriparus minimus</i>	1,310	
<b>Coleópteros</b>	<i>Geotrupes herbeus</i>	25	GBIF, SNIB, LIT
	<i>Plusiotis adelaida</i>	114	GBIF, SNIB, INAT, LIT
	<i>Xyloryctes ensifer</i>	99	GBIF, SNIB, INAT
<b>Hongos</b>	<i>Ramaria stricta</i>	73	GBIF, SNIB
<b>Mamíferos medianos</b>	<i>Canis latrans</i>	917	GBIF, SNIB, INAT
	<i>Conepatus leuconotus</i>	366	
	<i>Lynx rufus</i>	511	
<b>Reptiles</b>	<i>Phrynosoma orbiculare</i>	505	GBIF, SNIB
	<i>Sceloporus aeneus</i>	201	
	<i>Sceloporus grammicus</i>	1,295	
<b>Roedores</b>	<i>Peromyscus melanotis</i>	318	GBIF, SNIB, INAT
	<i>Reithrodontomys megalotis</i>	681	
	<i>Sciurus aurogaster</i>	824	
<b>Vegetación arbórea</b>	<i>Pinus hartwegii</i>	249	GBIF, SNIB, INAT
	<i>Pinus montezumae</i>	348	
	<i>Quercus glabrescens</i>	280	GBIF, SNIB
	<i>Quercus rugosa</i>	814	GBIF, SNIB, INAT

Después de eliminar las variables altamente correlacionadas ( $r \geq 0.8$ ), se crearon los subconjuntos de variables que incluyeron tres o más variables ambientales. Las variables consideradas y el número de conjuntos de variables por especie se resumen en la tabla 4.

**Tabla 4.** Variables utilizadas por especie para crear los modelos.

	<b>Especie</b>	<b>Variables</b>	<b>Conjuntos de variables</b>
<b>Anfibios</b>	<i>Dryophytes eximius</i>	BIO2, BIO3, BIO10, BIO11, BIO13, BIO15 y BIO 17	99
	<i>Rana spectabilis</i>	BIO2, BIO3, BIO4, BIO15, BIO16 y BIO17	42
	<i>Pseudoeurycea leprosa</i>	BIO2, BIO3, BIO4, BIO6, BIO15, BIO16 y BIO17	99
<b>Aves</b>	<i>Cardellina rubra</i>	BIO3, BIO7, BIO10, BIO11, BIO12, BIO15, y BIO17	99
	<i>Pipilo maculatus</i>	BIO3, BIO7, BIO10, BIO11, BIO12, BIO15, y BIO17	
	<i>Psaltirparus minimus</i>	BIO2, BIO4, BIO5, BIO11, BIO14, BIO15 y BIO16	
<b>Coleópteros</b>	<i>Geotrupes herbeus</i>	BIO3, BIO4, BIO7, BIO15, BIO16 y BIO17	42
	<i>Plusiotis adelaida</i>	BIO7, BIO10, BIO11, BIO14, BIO15 y BIO16	99
	<i>Xyloryctes ensifer</i>	BIO3, BIO5, BIO6, BIO7, BIO12, BIO15 y BIO17	
<b>Hongos</b>	<i>Ramaria stricta</i>	BIO2, BIO4, BIO10, BIO11, BIO13 y BIO15	42
<b>Mamíferos medianos</b>	<i>Canis latrans</i>	BIO2, BIO7, BIO10, BIO11, BIO15, BIO16 y BIO17	99
	<i>Conepatus leuconotus</i>	BIO2, BIO4, BIO10, BIO11, BIO13 y BIO15	42
	<i>Lynx rufus</i>	BIO2, BIO4, BIO10, BIO11, BIO15, BIO16 y BIO17	99
<b>P t i l</b>	<i>Phrynosoma orbiculare</i>	BIO2, BIO3, BIO10, BIO11,	99

	<i>Sceloporus aeneus</i>	BIO12, BIO15 y BIO17 BIO2, BIO3, BIO10, BIO14, BIO15 y BIO 16	42
	<i>Sceloporus grammicus</i>	BIO2, BIO3, BIO10, BIO11, BIO12, BIO14 y BIO 15	99
<b>Roedores</b>	<i>Peromyscus melanotis</i>	BIO4, BIO5, BIO6, BIO12, BIO14 y BIO 15	42
	<i>Reithrodontomys megalotis</i>	BIO2, BIO4, BIO6, BIO10, BIO15, BIO16 y BIO17	99
	<i>Sciurus aurogaster</i>	BIO2, BIO4, BIO7, BIO11, BIO12, BIO15 y BIO17	99
<b>Vegetación arbórea</b>	<i>Pinus hartwegii</i>	BIO1, BIO2, BIO3, BIO7, BIO 12 y BIO15	42
	<i>Pinus montezumae</i>	BIO2, BIO3, BIO7, BIO11, BIO12, BIO15 y BIO 17	99
	<i>Quercus glabrescens</i>	BIO2, BIO4, BIO11, BIO15, BIO16 Y BIO17	42
	<i>Quercus rugosa</i>	BIO3, BIO7, BIO11, BIO12, BIO15 y BIO17	42

En total se crearon 46,350 modelos candidatos, los mejores modelos para cada especie se resumen en la tabla 5, mientras que las métricas de rendimiento y la configuración de los mejores modelos se muestran en el anexo II.

**Tabla 5.** Número de modelos candidatos y mejores modelos para cada una de las especies

	<b>Especie</b>	<b>No. de modelos candidatos</b>	<b>No. de mejores modelos</b>
<b>Anfibios</b>	<i>Dryophytes eximius</i>	3,465	1
	<i>Rana spectabilis</i>	1,470	2
	<i>Pseudoeurycea leprosa</i>	3,465	1
<b>Aves</b>	<i>Cardellina rubra</i>		1
	<i>Pipilo maculatus</i>	3,465	1
	<i>Psaltiriparus minimus</i>		1
<b>Coleópteros</b>	<i>Geotrupes herbeus</i>		1
	<i>Plusiotis adelaida</i>	1,470	4

	<i>Xyloryctes ensifer</i>	3,465	2
<b>Hongos</b>	<i>Ramaria stricta</i>	1,460	2
<b>Mamíferos medianos</b>	<i>Canis latrans</i>	3,465	1
	<i>Conepatus leuconotus</i>	1,460	1
	<i>Lynx rufus</i>	3,465	1
<b>Reptiles</b>	<i>Phrynosoma orbiculare</i>	3,465	1
	<i>Sceloporus aeneus</i>	1,460	1
	<i>Sceloporus grammicus</i>	3,465	1
<b>Roedores</b>	<i>Peromyscus melanotis</i>	1,460	4
	<i>Reithrodontomys megalotis</i>		1
	<i>Sciurus aurogaster</i>	3,465	1
<b>Vegetación arbórea</b>	<i>Pinus hartwegii</i>	1,460	1
	<i>Pinus montezumae</i>	3,465	4
	<i>Quercus glabrescens</i>		2
	<i>Quercus rugosa</i>	1,460	1

Después de generar los modelos (MNE), proyectamos los resultados al espacio geográfico para estimar el área de distribución potencial (MDP) de cada una de las 23 especies indicadoras los resultados se presentan en el anexo III. Los mapas que consideran el efecto antropogénico en la distribución de cada una de las especies, es decir, en los que se hizo el recorte con la máscara antropizada (en términos de la cobertura vegetal y altitud) se muestran en el anexo IV.

Después de sumar los modelos para obtener el mapa de riqueza potencial de especies e identificar las áreas de riqueza potencial de especies, se definieron tres rangos o categorías de riqueza: baja (0-4 especies), media (4-13 especies) y alta (13-22 especies; fig. 10). En el mapa de riqueza vemos que la mayor concentración de especies, es decir, donde confluye la distribución de 13 a 22 especies, representa un área de 1,322.15 km<sup>2</sup>, que equivale al 23% del total del área de estudio (5,860.91 km<sup>2</sup>) y se ubica en las siguientes zonas:

- Dentro y en las zonas adyacentes a los Parques Nacionales Iztaccíhuatl-Popocatepetl y La Malinche, esta región abarca un área aproximada de

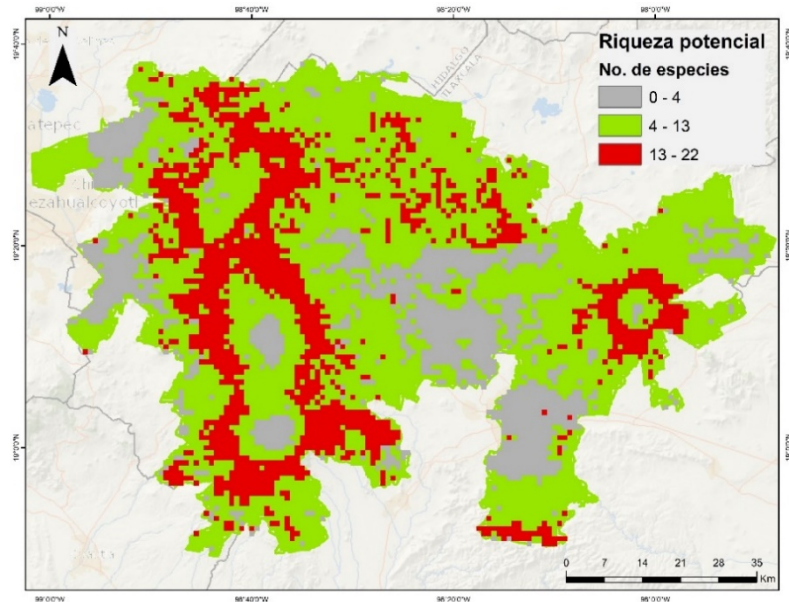
1,127.91 km<sup>2</sup> y representa cerca del 85% del área total de las zonas con alta riqueza.

- Lomeríos centrales del estado de Tlaxcala, que incluye a los municipios de Amaxac de Guerrero, Apetatitlán de Antonio Carvajal, Españita, Hueyotlipan, Ixtacuixtla de Mariano Matamoros, Nanacamilpa de Mariano Arista, Panotla, Sanctórum, Tlaxcala, Totolac y Xaltocan. Esta región comprende un área aproximada de 147.8 km<sup>2</sup> y representa cerca del 11% del área total de las zonas con alta riqueza.

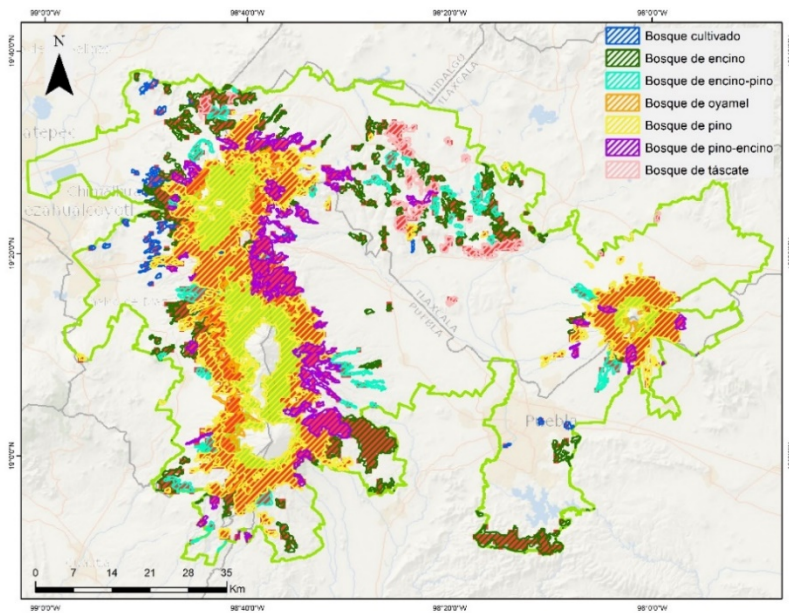
Esta categoría está asociada a los siguientes tipos de vegetación de acuerdo con la serie VI de INEGI (2016): bosque cultivado, bosque de encino, bosque de pino-encino, bosque de oyamel, bosque de pino, bosque de encino-pino y bosque táscate (fig. 11).

La concentración media de especies (4-13) fue la categoría más ampliamente representada en el área de estudio, abarcando aproximadamente 3,455.89 km<sup>2</sup> (59% de la superficie total del área de estudio). Esta categoría está asociada a zonas agrícolas (de temporal y riego), pastizales (naturales e inducidos), matorrales xerófilos y pequeñas porciones de selva baja caducifolia y bosque de pino.

La categoría con la concentración más baja de especies (0-4) fue la menos representada con un área de 1,082.87 km<sup>2</sup> (equivalente al 18% de la superficie total del área del estudio). Se ubicó en las cimas de los volcanes (zonas sin vegetación aparente según la serie VI de INEGI 2016) y en los Valles de Puebla-Tlaxcala, Cuautitlán-Texcoco y Chalco, es decir, estuvo asociada a zonas con intensa actividad humana: agricultura de riego, de temporal y asentamientos urbanos.



**Figura 10.** Mapa que muestra la riqueza potencial de especies, con tres categorías baja (0-4 especies), media (4-13) y alta (13-22).



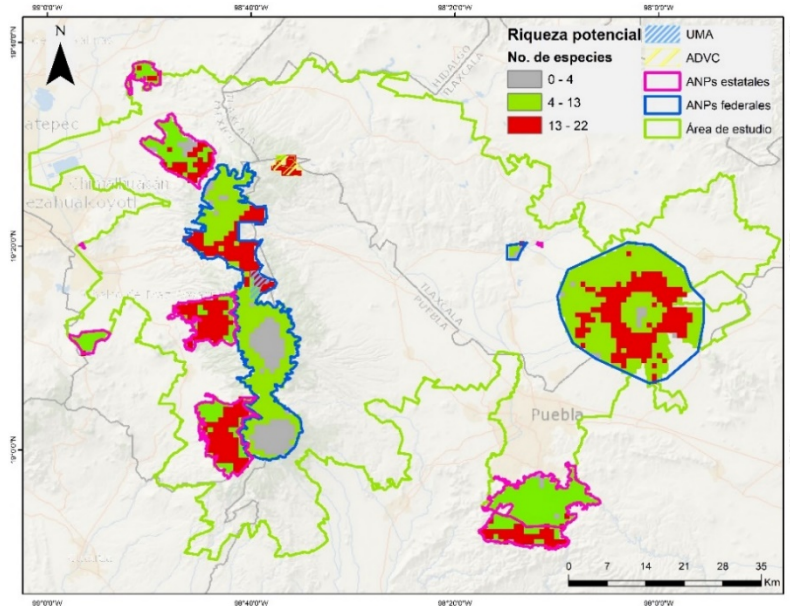
**Figura 11.** Tipos de vegetación presentes en las zonas con alta riqueza, es decir, donde se interseca la distribución de 13 a 22 especies.

Al evaluar qué porcentaje del área con una mayor riqueza potencial de especies está contenida en la red de ANPs existente (federales, estatales, destinadas voluntariamente a la conservación y UMAS) encontramos que el 29% (381.78 km<sup>2</sup>) del área con una alta riqueza potencial está dentro de alguna ANP, el 21% del área con una riqueza media y 14% del área con una riqueza baja (fig. 12). El área

de las diferentes categorías de riqueza dentro de las ANPs se especifica en la tabla 6.

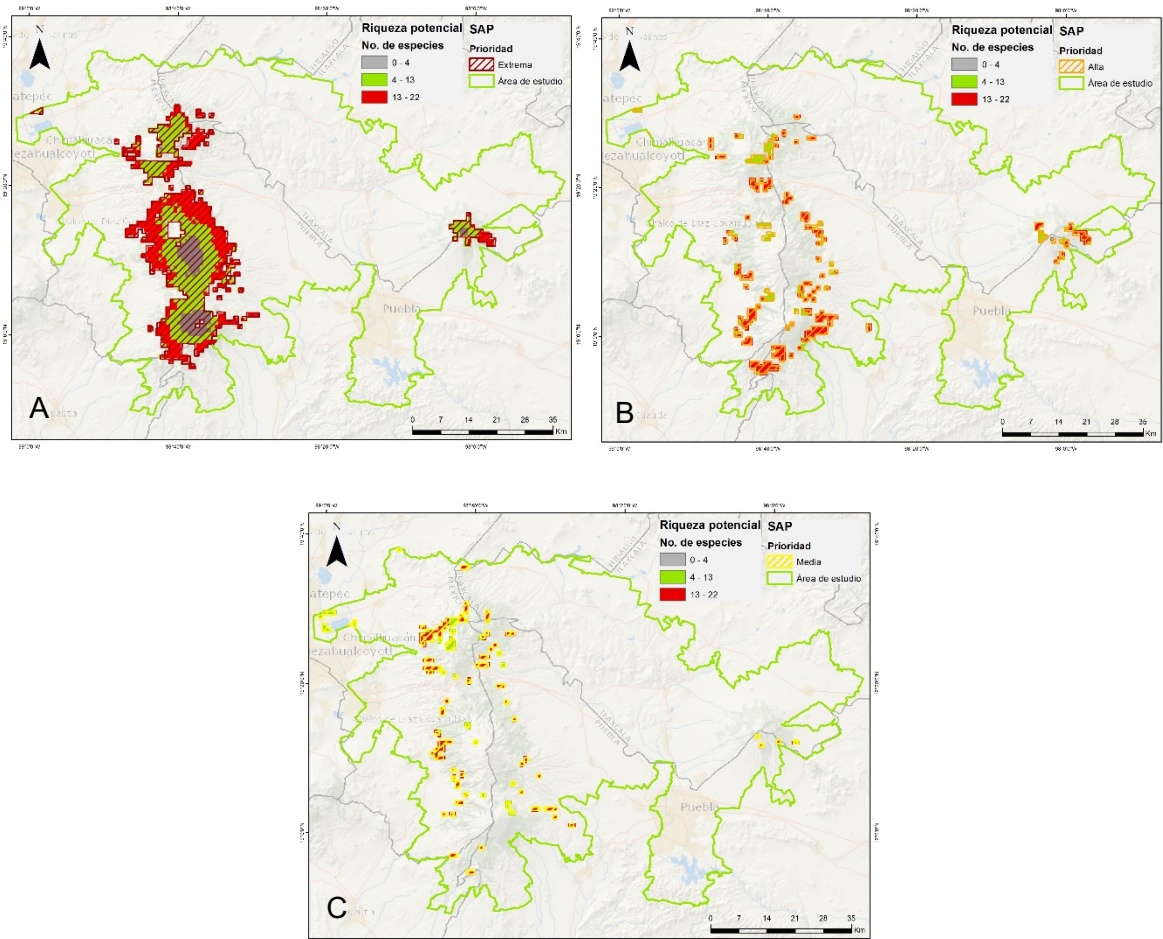
**Tabla 6.** Área de las categorías de riqueza encontradas dentro de las ANPs.

ANPs	Categoría	Área de cada categoría de riqueza		
		Alta	Media	Baja
<i>Iztaccíhuatl-Popocatepetl</i> <i>La Malinche</i> <i>Xicoténcatl</i>	Federales	206.51 km <sup>2</sup>	477.04 km <sup>2</sup>	94.49 km <sup>2</sup>
<i>Parque Estatal Santuario del agua y forestal Manantial el Salto de Atlautla-Ecatzingo</i> <i>Cerro El Faro y Cerro de los Monos</i> <i>Sistema Tetzcotzinco</i> <i>Sierra Patlachique</i> <i>Sierra Patlachique</i> <i>Sierra del Tentzo</i> <i>Cerro Ayaqueme-Volcán Huehuel</i> <i>San José Chalco</i> <i>Parque Ecológico Público Diego Muñoz Camargo</i> <i>Humedal de Valsequillo</i>	Estatales	160.03 km <sup>2</sup>	240.04 km <sup>2</sup>	17.52 km <sup>2</sup>
<i>Ejido San Gabriel Xochetla</i>	UMA	4.57 km <sup>2</sup>	5.33 km <sup>2</sup>	-
<i>Bosque Mágico de Piedra Canteada</i> <i>Área Natural Protegida del Bicentenario Santa Clara El Corte</i> <i>Ejido Miguel Lira y Ortega y Santuario de La Luciérnaga</i>	ADVC	10.66 km <sup>2</sup>	1.52 km <sup>2</sup>	-
	TOTAL	381.78 km <sup>2</sup>	723.93 km <sup>2</sup>	112.01 km <sup>2</sup>



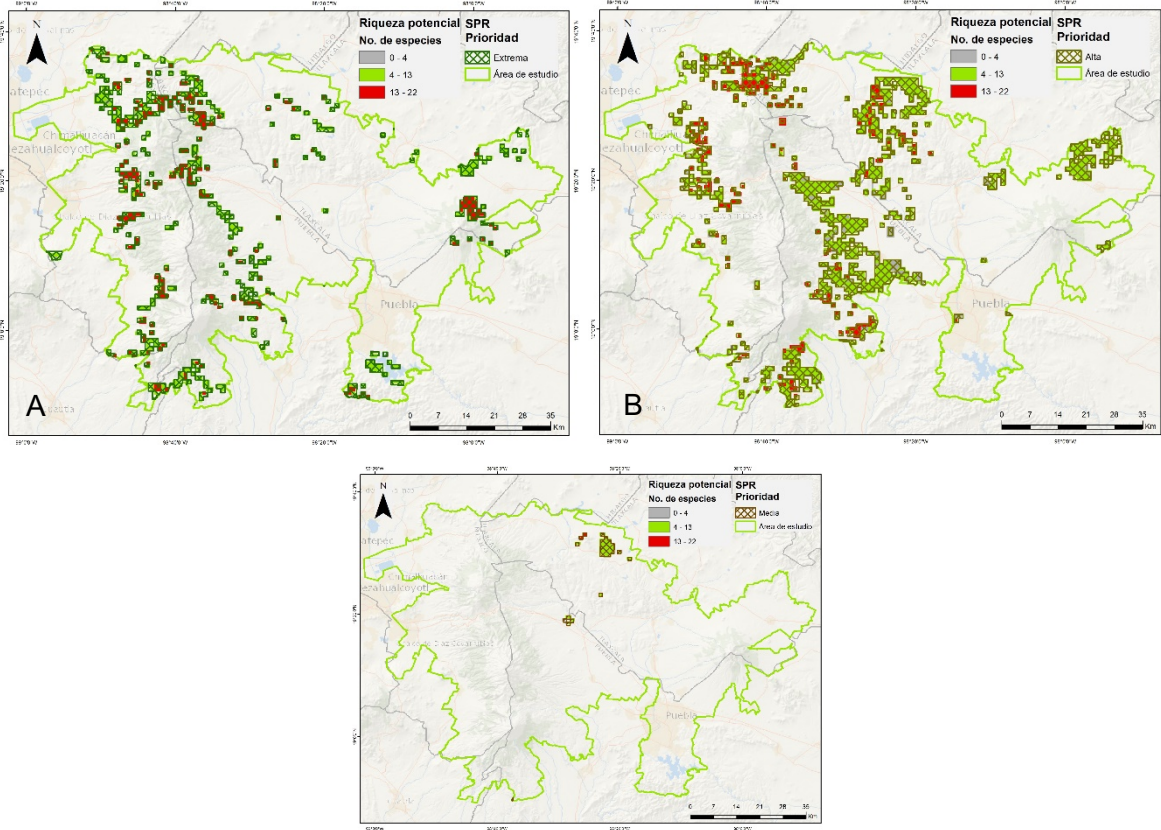
**Figura 12.** Categorías de riqueza potencial (baja 0-4, media 4-13, y alta 13-22) incluidas en las diferentes ANPs (federales, estatales, voluntarias y UMAs).

Al calcular el porcentaje del área con una mayor riqueza potencial de especies que está contenida en los sitios prioritarios (extrema, alta, media) SAP y SRP identificados por CONABIO, encontramos que el 39% del área con alta riqueza, el 12% de media y el 8% de baja coinciden con los SAP. Dentro de los polígonos de prioridad extrema que en nuestro sitio de estudio abracan un área de 690 km<sup>2</sup>, el 43% corresponde con las áreas riqueza alta, 46% de media y 11% de baja (fig. 13A). Los sitios de prioridad alta ocupan un área aproximada de 195 km<sup>2</sup> de los cuales el 73% corresponde con las áreas de riqueza alta, 26% de media y 2% de baja (fig. 13B). Los de prioridad media cubren 124km<sup>2</sup>, el 68% coinciden con las áreas de riqueza alta, 31% de media y 1% de baja (fig. 13C).



**Figura 13.** Áreas de riqueza potencial de especies (baja 0-4, media 4-13, y alta 13-22) contenidas en los sitios prioritarios para la conservación (SAP) de prioridad extrema (A), alta (B) y media (C).

Con respecto a los SPR, encontramos que el 26% del área con riqueza alta, el 25% de media y el 6% de baja caen en alguna de las categorías de prioridad para la restauración: extrema, alta y media. En este caso los polígonos de prioridad extrema abracan un área de 455 km<sup>2</sup> en nuestro sitio de estudio, el 41% corresponde con áreas de riqueza alta, el 56% de media y el 3% de baja. (fig. 14A). Los sitios de prioridad alta cubren un área de 807 km<sup>2</sup> de la cual el 20% corresponde a zonas de riqueza alta, el 73% de media y el 7% de baja. (fig.14B). Los sitios de prioridad media tienen un área de 34 km<sup>2</sup>, el 4% corresponde con las zonas de riqueza alta de especies, 91% de media y 4% de baja. (fig. 14C).



**Figura 14.** Áreas de riqueza potencial de especies (baja 0-4, media 4-13, y alta 13-22) contenidas en los sitios prioritarios para la restauración (SPR) de prioridad extrema (A), alta (B) y media (C).

## 7. DISCUSIÓN

En años recientes los modelos de distribución potencial de especies o MDP han sido una de las herramientas más utilizadas para la selección de áreas de conservación (Guisan *et al.*, 2013). Han ayudado a identificar de forma indirecta la riqueza de especies de un lugar determinado (Almazan-Nuñez *et al.*, 2013; Amori *et al.*, 2013; Gámez *et al.*, 2012; Vargas *et al.*, 2010). Por ello en este estudio se utilizaron los métodos más recientes para generar y seleccionar los mejores modelos (Boria *et al.*, 2014; Kramer-Schadt *et al.*, 2013; Barve *et al.*, 2011; Cobos *et al.*, 2019; Jiménez-García y Peterson, 2019) que ayudaron a identificar las áreas con mayor riqueza potencial de especies dentro y entre los PN-MIP.

Al comparar los modelos de distribución obtenidos en este estudio con los ya publicados, se encontró que los de *Dryophytes eximius*, *Rana spectabilis* y *Sceloporus aenus* difieren de los reportados por Flores-Villela y Ochoa-Ochoa (2009), pues ellos presentan áreas de distribución más restringidas en comparación con las obtenidas en este estudio. Esta diferencia puede deberse a que ellos no utilizaron el área de calibración (M) al generar sus modelos y *a posteriori* recortaron sus mapas considerando la distribución reportada para la especie. Sin embargo, Anderson y Raza (2010) demostraron que delimitar el área de calibración (M) tiene efectos en la estimación del nicho debido a que la mayoría de los algoritmos comparan las condiciones ambientales dónde está la especie con las condiciones disponibles, y por eso es importante incluirla en el proceso de modelación. Para el resto de las especies de anfibios y reptiles no hay trabajos que reporten su distribución potencial.

Para el caso de las especies de aves *Cardellina rubra* y *Psaltriparus minimus* los resultados de este estudio no presenta grandes variaciones con respecto a los reportados por Navarro-Sigüenza y Gordillo-Martínez (2018). Sin embargo, para el caso de *Pipilo maculatus* la distribución difiere, al no predecir la presencia de la especie en el Altiplano Zacatecano-Potosino (error de omisión; Fielding y Bell, 1997), lo que puede deberse a la delimitación del área accesible para la especie (M), pues en este estudio se consideraron las regiones biogeográficas en

las que está reportada la especie: Altiplano Norte, California, Costa del Pacífico, Eje Volcánico, Los Altos de Chiapas, Sierra Madre del Sur, Sierra Madre Oriental, Sierra Madre Occidental, Soconusco y Sonorense.

De las especies de coleópteros incluidas en este estudio solo se ha reportado la distribución potencial para *Geotrupes herbeus* (Trotta *et al.*, 2008) que es más amplia a la obtenida en este estudio. Ellos estimaron que la especie está presente en la Faja Volcánica Transversal, la Sierra Madre del Sur y los Altos de Chiapas, pero se sabe que esta especie es endémica de las montañas de la FVT (especificidad; Fielding y Bell, 1997).

En cuanto a las especies de mamíferos (medianos y roedores) considerados, en general los modelos presentan variaciones muy sutiles con los reportados por Ceballos (2008). De los MDP de mamíferos medianos que obtuvimos el de *Lynx rufus* y *Conepatus leuconotus* fueron los que presentaron menor variación, y en el caso de *Canis latrans* no se predijo su presencia en la península de Yucatán (error de omisión; Fielding y Bell, 1997), aunque ya se tienen registros para esta parte del país (Hidalgo-Mihart *et al.*, 2013). Con respecto a los modelos de los roedores los de *Reithrodontomys megalotis* y *Sciurus aureogaster* son los que tienen menor disimilitud y para *Peromyscus melanotis* no se predijo su presencia en la Sierra del Sur, Los Altos de Chiapas y la Península de Yucatán (error de omisión; Fielding y Bell, 1997). Estas variaciones en los modelos pueden deberse a diferencias metodológicas, unos generados con GARP y otros con MaxEnt, se sabe que los resultados obtenidos entre ambas aproximaciones metodológicas pueden diferir, aunque se utilicen los mismos datos de entrada (Elith *et al.*, 2006; Peterson *et al.*, 2007), además de que hay otros factores importantes que varían entre ambos estudios como el umbral utilizado para transformar a mapas binarios y el área de calibración (M).

En el caso de los modelos de distribución de las dos especies de pinos se encontró que difieren de los reportados por Aceves-Rangel *et al.* (2018), esta diferencia puede deberse a que ellos utilizaron menos datos de ocurrencia, y se sabe que la habilidad para predecir eficazmente la distribución depende de la

cantidad y calidad de los datos (Peterson *et al.*, 2002). En el caso de la especie *Quercus rugosa* la distribución es muy parecida a la reportada por Espinosa *et al.* (2008). Para *Quercus glabrescens* no hay reportes en la literatura, ni tampoco para la única especie de hongo incluida en este estudio (*Ramaria stricta*).

Los resultados obtenidos sugieren que los modelos de distribución potencial de la mayoría de las especies coinciden con su distribución conocida, sin embargo, y como ya se mencionó anteriormente, los modelos de distribución potencial de una especie son hipótesis que deben ponerse a prueba (ser validadas en campo) y que se generan utilizando variables climáticas. Pero, como sabemos, existen muchos otros factores que influyen en la distribución de las especies, como los factores bióticos, la plasticidad de las especies para adaptarse y/o beneficiarse de cambios derivados de las actividades antropogénicas (López-Sandoval *et al.*, 2015), entre otros, que son factores difíciles si no es que imposibles de integrar en la generación de los modelos (Anderson, 2013).

Sin embargo, hay factores que se pueden considerar *a posteriori*, como la cobertura vegetal (Ríos-Muñoz y Navarro-Sigüenza, 2009; Yáñez-Arenas *et al.*, 2012), la densidad poblacional humana (Kramer *et al.*, 2013), accesibilidad, densidad o proximidad a vías de comunicación incluso una suma de las principales transformaciones antropogénicas (González-Abraham *et al.*, 2015). En este estudio se consideró la cobertura vegetal y el rango altitudinal en la distribución de cada una de las especies. El resultado final fue el mapa de riqueza potencial de especies, en el que se muestra que la fragmentación del hábitat reduce el área efectiva disponible para las especies (Naranjo *et al.*, 2009), ya que antes de considerar la máscara antropogénica, el área de estudio parecía un sitio ambientalmente idóneo (Anexo III) pero al integrar esta capa, el área idónea para cada especie se reduce (Anexo IV).

Por ejemplo, el área de distribución *Rana spectabilis* se redujo considerablemente debido a que es una especie muy poco tolerante a la perturbación ya que tiene requerimientos de hábitat muy específicos, pues solo se encuentre asociada a cuerpos de agua perennes (Ramírez-Bautista *et al.*, 2009). En cambio, la

distribución de *Sceloporus grammicus* no tuvo una reducción significativa debido a que esta especie exhiben una gran plasticidad ante diferentes condiciones ambientales, incluso se le ha encontrado en zonas urbanas y rurales, es decir que es más tolerante a la perturbación (Ramírez-Bautista *et al.*, 2009). De igual modo *Canis latrans*, *Dryophytes eximius* y *Reithrodontomys megalotis* son especies tolerantes que se adaptan fácilmente a las perturbaciones humanas (Hidalgo-Mihart *et al.*, 2004; Ramírez-Bautista *et al.*, 2009; Nava-García *et al.*, 2016).

Al evaluar a qué tipo de uso de suelo y vegetación están asociadas las áreas con una mayor riqueza potencial de especies, encontramos que las áreas que concentran una riqueza alta de especies se localizan principalmente en los remanentes de bosque templados de coníferas y latifoliadas, estos tipos de vegetación se encuentran entre uno de los más diversos en especies de vertebrados del país (Flores-Villela y Gerez, 1994), podemos decir, que los resultados son congruentes con lo reportado en la literatura. Sin embargo, es importante resaltar que la pérdida de hábitat genera paisajes heterogéneos a menudo compuestos por fragmentos aislados, con diferentes grados de perturbación (Kramer-Schadt *et al.*, 2011) por ello es importante emprender acciones de restauración y conservación en estos bosques.

Las áreas de riqueza media se encuentran tanto en ecosistemas naturales (pastizales naturales, matorrales xerófilos y pequeñas porciones de selva baja caducifolia y bosque de pino) como en sitios perturbados por el hombre (agricultura de temporal, de riego y pastizales inducidos), los cuales abarcan una mayor área debido a que la expansión de las frontera agrícola y pecuaria se han considerado como el proceso más importante de transformación para estos ecosistemas (Challenger *et al.*, 2009).

Las áreas de riqueza baja coinciden con los asentamientos urbanos y las zonas agrícolas (de riego y temporal) que predominan en el área de estudio, pues esta región es de gran importancia para la población humana por la fertilidad de sus suelos y su clima templado (Challenger *et al.*, 2009), lo que ha representado la

principal causa de la destrucción y pérdida de diversidad en los bosques templados del centro de México (Arriola-Padilla *et al.*, 2014).

Los estudios que han utilizado la riqueza potencial como una estrategia para proponer áreas prioritarias para la conservación sugieren que los resultados obtenidos pueden servir como sustento para futuras acciones de conservación (Suarez-Mota *et al.*, 2018; Vargas *et al.* 2010; Zhang y Zhang, 2014), no obstante, son pocos los que recomiendan implementar validaciones en campo e inventarios biológicos en los sitios de mayor riqueza potencial predichos por los modelos (Fajardo *et al.*, 2014). Es importante mencionar que antes de proponer áreas prioritarias para la conservación es necesario evaluar otros aspectos como la unicidad, es decir, si esos sitios son irremplazables porque incluyen especies exclusivas, el grado de amenaza por actividades antropogénicas (Ceballos *et al.*, 2009), así como una evaluación funcional, considerando patrones de dispersión, diversidad genética y el estado de conservación de la vegetación. Por lo anterior, este estudio sentará las bases para llevar a cabo un monitoreo dirigido para la evaluación de los sitios y que en muchos casos también será útil para identificar poblaciones de especies no reportadas (Raxworthy *et al.*, 2003), pues para varias de las especies consideradas en este estudio no se menciona su presencia en el estado de Tlaxcala (ver Anexo I).

Otro criterio importante para la selección de áreas prioritarias es la representación de la máxima biodiversidad posible (Pressey *et al.*, 1993), por lo que los ejercicios enfocados en un solo grupo taxonómico (Acevedo *et al.*, 2017; Amori *et al.*, 2013; Vargas *et al.* 2010) no son útiles para representar la totalidad de los taxones de la región de interés, así que lo más adecuado es tomar considerar varias especies pertenecientes a diferentes grupos taxonómicos para lograr abarcar la mayor biodiversidad y heterogeneidad ambiental posible, así como incluir especies de distribución restringida (Larsen *et al.*, 2007). Las especies de anfibios, reptiles y mamíferos se han considerado como buenas especies indicadoras de la diversidad de vertebrados, pero no de plantas e invertebrados (Urquiza-Hass *et*

*al.*, 2011) de ahí que en este estudio aparte de estos tres grupos se consideraron las aves, hongos, coleópteros y vegetación arbórea.

Al evaluar qué porcentaje del área con una mayor riqueza potencial de especies está contenida en la red de ANPs existente, se observó que estas solo incluyen una pequeña fracción del total del área que presenta una alta riqueza de especies (29%) y que gran parte (11%) se encuentra en fragmentos boscosos de la zona intermedia de los parques nacionales (PN-MIP). Lo que significa que la mayoría están fuera de las ANPs posiblemente por ignorar la importancia biológica de estos fragmentos que pueden ser ecológicamente importantes y representar hábitats críticos para las especies (Toledo, 2005); esto concuerda con lo reportado por Rodrigues *et al.* (2004) quienes encontraron que una porción considerable de las poblaciones de especies vegetales y animales se encuentran fuera de las ANPs. También se ha demostrado que los cambios en las áreas externas vecinas a las ANPs pueden afectar la biodiversidad y otros aspectos ecosistémicos (Brandon *et al.*, 2005) por lo cual es muy importante que se amplíen los esfuerzos de conservación hacia el exterior de las ANPs especialmente entre los fragmentos que facilitan la movilidad y dispersión de las especies.

En este caso las zonas alrededor de los PN-MIP podrían servir como zonas de amortiguamiento que son áreas de transición caracterizadas por usos de tierra que no debilitan la integridad de las ANPs (Bennett y Jo, 2006), mientras que los fragmentos de bosque que se ubican en la zona intermedia (lomeríos centrales del estado de Tlaxcala) son los que podrían facilitar el movimiento de individuos y poblaciones, es decir, funcionar como una serie de peldaños ecológicos (stepping-stones; Baum *et al.*, 2004; Lindmeyer y Fischer, 2006) que ayudarían a mejorar la conectividad entre los PN-MIP que se encuentran en un paisaje fragmentado (Beier y Noss, 1998; Ndubisi, 2014) y con una fuerte presión de cambio de uso de suelo, dado que se encuentran inmersos en la MRC. A pesar de que se han identificado corredores biológicos potenciales entre las ANPs de la MRC (SEMARNAT, 2017), en la zona intermedia de los PN-MIP no se reconoció ninguno y dejan al PNLM aislado.

Ha sido necesario evaluar la efectividad de las ANPs ya que se ha reportado que la mayoría han perdido vegetación primaria y la cobertura de superficies transformadas se ha incrementado, por lo que se afirma que los elementos de la biodiversidad estas áreas al igual que los remanentes de vegetación circundantes se encuentran vulnerables ante la intensa presión de cambio de uso de suelo, y los PN-MIP no son la excepción (Sánchez- Cordero *et al.*, 2011). La pérdida de vegetación proporciona un incremento en la fragmentación de los ecosistemas para usos agropecuarios, industriales y urbanos con el propósito de atender las demandas de su población (Challenger *et al.*, 2009). La fragmentación genera serios obstáculos como: dificultad para la movilidad de las especies, facilita la extracción de flora y fauna e incrementa la vulnerabilidad de los ecosistemas ante perturbaciones naturales y antropogénicas dentro y fuera de las ANPs (Pisanty *et al.*, 2016). Tal es el caso de la MRC, en la megalópolis el sector agropecuario es el más representado en todas las entidades que la conforman pues del total de la superficie el 44% es de uso agrícola y el 11% pecuario (SEMARNAT, 2017). Por tanto, es importante la identificación de áreas prioritarias para la conservación, así como la planeación e implementación de estrategias de restauración que permitan recuperar hábitats, mantener la conectividad y reforzar el sistema de ANPs existente, ya que sin esta conectividad las poblaciones quedarían aisladas y más vulnerables a la extinción (March *et al.*, 2009).

El decretar ANPs solo en zonas poco accesibles no es una estrategia adecuada ya que se debe de asegurar una porción significativa de la biodiversidad lo que en muchas ocasiones implica el uso de instrumentos en zonas altamente pobladas. Además, las ANPs no son suficientes por si solas para proteger la biodiversidad de un país megadiverso como México, por ello se insiste en una nueva visión en la que las estrategias de conservación se consideren en el contexto de una planificación del paisaje que conecte el área remanente de los ecosistemas conservados con vegetación en diferentes etapas de regeneración incluso en zonas periurbanas que cuenten con suelos y vegetación naturales (Pisanty *et al.*, 2009; Pisanty *et al.*, 2016).

Tanto CONANP como CONABIO han desarrollado estrategias que contribuyan a fortalecer y expandir las ANPs, tal es el caso de la “Estrategia hacia 2040” (CONANP, 2014) en la cual se busca utilizar un manejo integral del paisaje con el fin de fomentar y restaurar la conectividad entre las ANPs y fragmentos del territorio que permitan la continuidad de los procesos ecológicos. Por otro lado, la “Estrategia de desarrollo territorial sustentable” (CONABIO, 2016) tiene como objetivo guiar los esfuerzos de conservación y orientar las acciones de protección *in situ* para el manejo sustentable de los hábitats por lo que identificaron sitios prioritarios para la conservación y restauración.

Una parte importante en el proceso de definición de áreas prioritarias para la conservación es la de considerar la información generada por estas dependencias además de validar su información a escala regional, como se sugiere en el análisis de vacíos y omisiones en conservación de la biodiversidad terrestre de México: espacios y especies (CONABIO *et al.*, 2007). En este afán, se evaluó qué porcentaje del área con una mayor riqueza potencial de especies está contenida en los sitios SAP y SPR y se encontró que los SAP y SPR con prioridad extrema consideran en promedio al 46% de su área de son riqueza alta y media de especies en la región de estudio (SAP- 43% alta, 46% media y SPR – 41% alta, 56% media; figs. 13 y 14) es decir, que el 54% restante se queda fuera de estos sitios. En cuanto a los sitios de alta prioridad los SAP albergan al 73% del área con una riqueza alta, lo cual, valida nuestros resultados pues los SAP se eligieron considerando aquellos espacios naturales que cuentan con la mayor diversidad y resalta la importancia de encaminar estrategias de conservación al 54% que no está considerado dentro de los SAP ya establecidos.

En cuanto a los SPR encontramos que el 26% del área con una riqueza alta y el 25% con una riqueza media están contenidas dentro de estos sitios. Sin embargo, es importante resaltar que dentro de los diferentes niveles de prioridad extrema, alta y media el mayor porcentaje lo ocupan las áreas de riqueza media (4-13 especies) con los siguientes porcentajes 56, 73 y 91% respectivamente, si consideramos que esta categoría (de riqueza) está asociada a zonas agrícolas (de

temporal y riego), pastizales (naturales e inducidos), matorrales y selva baja caducifolia, vemos la importancia de incentivar la restauración de estas regiones con el afán de conservar la biodiversidad, procesos ecológicos y servicios ecosistémicos. Teniendo en cuenta que muchas veces es más fácil y menos costoso restaurar en áreas adyacentes a fragmentos que presentan vegetación natural, en los que la injerencia del hombre será mínima que restaurar de cero, (Urquiza-Hass *et al.*, 2011). Los SAP y SPR fueron seleccionados a nivel país por su valor en términos de biodiversidad, sin embargo, es importante validar la selección de estos sitios a escala regional y hacer los ajustes correspondientes, pues la identificación de sitios prioritarios para la conservación es el fundamento para decretar nuevas áreas naturales protegidas o la ampliación de las fronteras de las ya existentes (Arriaga *et al.*, 2009).

Es evidente que la conservación de los ecosistemas en el centro del país es un reto, pero estos resultados pueden servir como marco de referencia para contribuir a cumplir con los objetivos que México tiene en acuerdos nacionales e internacionales, como Las Metas Aichi del Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB) que establecen que “para 2020, se habrá incrementado la capacidad de recuperación de los ecosistemas y la contribución de la diversidad biológica a las reservas de carbono, mediante la conservación y la restauración, incluida la restauración de por lo menos el 15% de los ecosistemas degradados, contribuyendo así a la mitigación del cambio climático y a la adaptación al cambio climático, así como a la lucha contra la desertificación” (sic; Meta 15-CDB, 2010).

## **8. CONCLUSIONES**

1. Los MDP ayudan a identificar áreas de riqueza potencial de especies que pueden servir de base para llevar a cabo monitoreos más eficientes en campo (en términos de recursos humanos y económicos), que a mediano y largo plazo ayuden a establecer programas de restauración y conservación.
2. Como consecuencia de las actividades para satisfacer las demandas de la población humana, la región de los PN-MIP ha experimentado un proceso de transformación en la cobertura vegetal que ha influido en la distribución de las especies y por ende en las zonas de riqueza.
3. Un enfoque multi taxonómico permite hacer una evaluación de los espacios definidos como sitios prioritarios para la conservación y/o restauración, en particular, cuando se busca conservar la diversidad y por ende mantener la conectividad entre poblaciones, comunidades y procesos ecológicos en una región.
4. Las zonas de alta riqueza se ubicaron en los fragmentos de bosque adyacentes a los PN-MIP y los parches ubicados en los lomeríos centrales de Tlaxcala, zonas que tienen el potencial de facilitar el movimiento de individuos y poblaciones entre estos PN.
5. Una porción considerable de las zonas de mayor riqueza se encuentra fuera de las ANPs, por ello es factible ampliar los esfuerzos de conservación y restauración para mantener la conectividad entre los PN-MIP.
6. A nivel regional se identificó que cerca de un 50% de las áreas con mayor riqueza está incluido en los SAP y los SPR, y se resalta la importancia de restaurar áreas de riqueza media y alta de especies.
7. Se necesitan realizar más estudios para apoyar la planeación de acciones de conservación que ayuden a conservar la biodiversidad y la conectividad.

## 9. BIBLIOGRAFÍA

- Acevedo, A., Armesto Sanguino, O., Olarte Quiñónez, C., Solano, L., *et al.* (2017). Potential species richness of frogs and diurnal butterflies in three biogeographical units from northeastern Colombia: Conservation implications. *Acta Biológica Colombiana*, 23(2), 151–162. <https://doi.org/10.15446/abc.v23n2.65300>.
- Aceves-Rangel, L., Méndez-González, J., García-Aranda, M. y Nájera-Luna, J. (2017). Distribución potencial de 20 especies de pinos en México. *Agrociencia*, 52, 1043-1057.
- Almazán-Núñez, R., López, S., Ríos-Muñoz, C. y Navarro-Sigüeza, A. (2013). Áreas potenciales de riqueza, endemismo y conservación de Las Aves del estado de Querétaro, México. *Interciencia*, 38(1), 26–34.
- Altamiranda-Saavedra, M., Arboleda, S., Parra, J., Peterson, T., y Correa, M. (2017). Potential distribution of mosquito vector species in a primary malaria endemic region of Colombia. *PLoS ONE*, 12(6), 1–14. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0179093>.
- Amori, G., Chiozza, F., Patterson, B., Rondinini, C., Schipper, J., y Luiselli, L. (2013). Species richness and distribution of Neotropical rodents, with conservation implications. *Mammalia*, 77(1), 1–19. <https://doi.org/10.1515/mammalia-2012-0050>.
- Anderson, R. P. (2013). A framework for using niche models to estimate impacts of climate change on species distributions. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1297(1), 8–28. <https://doi.org/10.1111/nyas.12264>
- Anderson, R., Lew, D. y Peterson, T. (2003). Evaluating predictive models of species' distributions: criteria for selecting optimal models. *Ecological Modelling*, (162), 211–232. [https://doi.org/10.1016/s0304-3800\(02\)00349-6](https://doi.org/10.1016/s0304-3800(02)00349-6).
- Anderson, R., y Raza, A. (2010). The effect of the extent of the study region on GIS models of species geographic distributions and estimates of niche evolution: Preliminary tests with montane rodents (genus *Nephelomys*) in Venezuela. *Journal of Biogeography*, 37(7), 1378–1393.
- Arriaga, L. (2009). Regiones prioritarias y planeación para la conservación de la biodiversidad. En *en Capital Natural de México*, vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio. CONABIO, México, 433-457.
- Arriola-Padilla, V., Estrada-Martínez, E., Ortega-Rubio, A., Pérez-Miranda, R. y Gijón-

- Hernández, A. (2014). Deterioro en áreas naturales protegidas del centro de México y del Eje Neovolcánico Transversal. *Investigación y Ciencia*, (60), 37–49.
- Bárcenas, H. y Romero, F. (2014). Bobcat. En *Mammals of Mexico*. Johns Hopkins University Press-CONABIO, Baltimore, 503-504.
- Barve, N., Barve, V., Jiménez-Valverde, A., Lira-Noriega, A., Maher, S., Peterson, T., y Villalobos, F. (2011). The crucial role of the accessible area in ecological niche modeling and species distribution modeling. *Ecological Modelling*, 222(11), 1810–1819. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2011.02.011>
- Baum, K., Haynes, K., Dilleuth, F. y Cronin, J. (2004). The Matrix Enhances the Effectiveness of Corridors and steppingstones. *Ecology*, 85(10), 2671–2676.
- Beier, P., y Noss, R. (1998). Do habitat corridors provide connectivity? *Conservation Biology*, 12(6), 1241–1252. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.1998.98036.x>.
- Bennett, A. (2003). *Linkages in the Landscape: The Role of Corridors and Connectivity in Wildlife Conservation*. IUCN, Gland, Switzerland y Cambridge, UK.
- Bennett, G: y Jo, K. (2006). *Review of Experience with Ecological Networks, Corridors and Buffer Zones*. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal, Technical Series No. 23.
- Bitar, A., y Morón, M. (2014). Revisión y análisis filogenético del género *Xyloryctes* (Coleoptera: Melolonthidae: Dynastinae: Oryctini). *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85(3), 753–796. <https://doi.org/10.7550/rmb.42654>.
- Boria, R., Olson, L., Goodman, S. y Anderson, R. (2014). Spatial filtering to reduce sampling bias can improve the performance of ecological niche models. *Ecological Modelling*, 275, 73–77. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2013.12.012>
- Brandon, K. Gorenflo, L., Rodrigues, A. y Waller, R. (2005). Reconciling biodiversity conservation, people, protected areas, and agricultural suitability in Mexico. *World Development* 33: 1403-1418.
- Branton, M. y Richardson, J. (2010). Assessing the Value of the Umbrella-Species Concept for Conservation Planning with Meta-Analysis. *Conservation Biology*, 25(1), 9–20. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2010.01606.x>.
- Brown, J. (2014). MDPtoolbox: A python-based GIS toolkit for landscape genetic, biogeographic and species distribution model analyses. *Methods in Ecology and Evolution*, 5(7), 694–700. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12200>.
- Cañadas, E., Fenu, G., Peñas, J., Lorite, J., Mattana, E., y Bacchetta, G. (2014).

- Hotspots within hotspots: Endemic plant richness, environmental drivers, and implications for conservation. *Biological Conservation*, 170, 282–291. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.12.007>.
- Cantellano, E. (2007). Reconocimiento especial de los paisajes. En *Biodiversidad de la Faja Volcánica Transmexicana*. CONABIO-UNAM, México, 39–55.
- Carroll, S. y Pearson, D. (1998). Spatial modeling of butterfly species richness using tiger beetles (Cicindelidae) as a bioindicator taxon. *Ecological Applications*, 8(2), 531–543. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1998\)008\[0531:SMOBSR\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1998)008[0531:SMOBSR]2.0.CO;2).
- Casas-Andreu, G. y Reyna-Trujillo, T. (1990). Provincias hepetofaunísticas. Mapa IV.8.6. En *Atlas Nacional de México*, vol. III, Instituto de Geografía, México.
- Castro-Campillo, A., Martínez-Coronel, M., Aguilera, U. y Ramírez-Pulido, J. (2014). Black-eared deermouse. En *Mammals of Mexico*. Johns Hopkins University Press-CONABIO, Baltimore, 378-379.
- Ceballos, G., Blanco, S., González C. y Martínez-Meyer, E. (2006). Modelado de la distribución de las especies de mamíferos de México para un análisis GAP. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México.
- Ceballos, G., *et al.* (2009). Zonas críticas y de alto riesgo para la conservación de la biodiversidad de México, en *Capital Natural de México*, vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio. CONABIO, México, 575-600
- Challenger, A., Dirzo, R., *et al.* (2009). Factores de cambio y estado de la biodiversidad, en *Capital Natural de México*, vol. II. I: Estado de conservación y tendencias de cambio. CONABIO, México, 37-73.
- Cobos, M. E., Peterson, T., Osorio-Olvera, L., y Jiménez-García, D. (2019). An exhaustive analysis of heuristic methods for variable selection in ecological niche modeling and species distribution modeling. *Ecological Informatics*, 53 (2019), 100983. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2019.100983>.
- Cobos, M. , Peterson, T., Barve, N., y Osorio-Olvera, L. (2019). *KuMNE: An R package for detailed development of ecological niche models using Maxent*. *PeerJ*, 2019(2), pp. 1–15. <https://doi.org/10.7717/peerj.6281>.
- Colwell, R. y Rangel, T. (2009). Hutchinson's duality: The once and future niche. *PNAS*, 106(2), 19651–19658.
- CONABIO. (1997). *Provincias biogeográficas de México*. Escala 1:4000000. México:

- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- CONABIO. (2005). División política estatal. Escala 1:250 000. México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- CONABIO. (2017). CONABIO, 25 años de evolución. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.
- CONABIO. (2016). Sitios de atención prioritaria para la conservación de la biodiversidad. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.
- CONABIO. (2016). Sitios prioritarios para la restauración. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.
- CONANP. (2014). Estrategia hacia 2040: una orientación para la conservación de las áreas naturales protegidas de México. México.
- CONABIO-CONANP-TNC-Pronatura-FCF, UANL. (2007). Análisis de vacíos y omisiones en conservación de la biodiversidad terrestre de México: espacios y especies. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, The Nature Conservancy-Programa México, Pronatura, A.C., Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León, México.
- CONANP-GIZ. (2018). Prontuario estadístico y geográfico. Áreas naturales protegidas región dentro y eje neovolcánico. CONANP-SEMARNAT, México.
- CONANP y SEMARNAT. (2013). Programa de manejo del Parque Nacional Iztaccíhuatl Popocatepetl. México.
- Contreras-Medina, R. (2006). Los métodos de análisis biogeográfico y su aplicación a la distribución de las gimnospermas en México. *Interciencia*, 31(3), 176–182.
- Cooper, J., y Soberón, J. (2018). Creating individual accessible area hypotheses improves stacked species distribution model performance. *Global Ecology and Biogeography*, 27(1), 156–165. <https://doi.org/10.1111/geb.12678>.
- Cuervo-Robayo, A., Téllez-Valdés, O., Gómez-Albores, M., Venegas-Barrera, C., Manjarrez, J., y Martínez-Meyer, E. (2014). An update of high-resolution monthly climate surfaces for Mexico. *International Journal of Climatology*, 34(7), 2427–2437. <https://doi.org/10.1002/joc.3848>
- Costa, G., Nogueira, C., Machado, R. y Colli, G. (2010). Sampling bias and the use of ecological niche modeling in conservation planning: A field evaluation in a

- biodiversity hotspot. *Biodiversity and Conservation*, 19(3), 883–899.  
<https://doi.org/10.1007/s10531-009-9746-8>.
- Daru, B., Elliott, T., Park, D., y Davies, T. (2017). Understanding the Processes Underpinning Patterns of Phylogenetic Regionalization. *Trends in Ecology and Evolution*, 32(11), 845–860. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2017.08.013>.
- Doko, T., Fukui, H., Kooiman, A., Toxopeus, A., Ichinose, T., Chen, W., y Skidmore, A. (2011). Identifying habitat patches and potential ecological corridors for remnant Asiatic black bear (*Ursus thibetanus japonicus*) populations in Japan. *Ecological Modelling*, 222(3), 748–761. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2010.11.005>.
- Dreelin, A. (2014). Red Warbler (*Cardellina rubra*), Versión 1.0. En *Neotropical Birds Online*. <https://doi.org/10.2173/nb.redwar1.01>
- Dudley, N. (2008). Directrices para la aplicación de las categorías de gestión de áreas protegidas. Gland, Suiza: UICN.
- Elith, J., Graham, C., Anderson, R., Dudík, M., Ferrier, S., *et al.* (2006). Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*, 29, 129–151. <https://doi.org/10.1111/j.1432-1033.1987.tb13499.x>.
- Escalante, T., Rodríguez-Tapia, G., Linaje, M., Illoldi-Rangel, P., y González-López, R. (2013). Identification of areas of endemism from species distribution models: threshold selection and nearctic mammals. *Revista Especializada En Ciencias Químico-Biológicas*, 16(1), 5–17.
- Escobar, L., Lira-Noriega, A., Medina-Vogel, G., y Peterson, T. (2014). Potential for spread of the white-nose fungus (*Pseudogymnoascus destructans*) in the Americas: Use of Maxent and NicheA to assure strict model transference. *Geospatial Health*, 9(1), 221–229. <https://doi.org/10.4081/gh.2014.19>.
- Espinosa, D., Ocegueda, S., Aguilar, C., Flores, O., Llorente-Bousquets, J. y Vázquez, B. (2008). El conocimiento biogeográfico de las especies y su regionalización natural. En *Capital natural de México*, vol. I: Conocimiento actual de la biodiversidad. CONABIO, México, 33–65.
- Espinosa, D. y Ocegueda, S. (2007). Introducción. En Luna, I., Morrone, J. y Espinosa. *Biodiversidad de la Faja Volcánica Transmexicana*. CONABIO-UNAM, México, 5–6.
- Fajardo, J., Lessmann, J., Bonaccorso, E., Devenish, C., y Muñoz, J. (2014). Combined use of systematic conservation planning, species distribution

- modelling, and connectivity analysis reveals severe conservation gaps in a megadiverse country (Peru). *PLoS ONE*, 9(12), 1–23. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0114367>.
- Figuroa, F., Sánchez-Cordero, V., Illoldi-Rangel, P. y Linaje, M. (2011). Evaluation of protected area effectiveness for preventing land use and land cover changes in Mexico. Is an index good enough? *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 82(3), 951–963.
- Fielding, A. y Bell, J. (1997). A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation*, 24(1), 38–49. <https://doi.org/10.1017/S0376892997000088>
- Flores-Villela, O. y Gerez, P. (1994). Biodiversidad y conservación en México: vertebrados, vegetación y uso de suelo. CONABIO-UNAM, México.
- Flores Villela, O. y L. Ochoa Ochoa, 2010. Áreas potenciales de distribución y GAP análisis de la herpetofauna de México. Universidad Nacional Autónoma de México. Facultad de Ciencias. Informe final SNIB-CONABIO proyecto No. DS009. Ciudad de México.
- Fourcade, y., Besnard, A. y Secondi, J. (2018). Paintings predict the distribution of species, or the challenge of selecting environmental predictors and evaluation statistics. *Global Ecology and Biogeography*, 27(2), 245–256. <https://doi.org/10.1111/geb.12684>.
- Frances, P. (2007). Bird. The Definitive Visual Guide. DK. Londres.
- Gámez, N., Escalante, T., Rodríguez, G., Linaje, M. y Morrone, J. (2012). Caracterización biogeográfica de la Faja Volcánica Transmexicana y análisis de los patrones de distribución de su mastofauna. *Revista Mexicana De Biodiversidad*, 83, 258–272.
- García-Roselló, E., Guisande, C., González-Vilas, L., González-Dacosta, J., Heine, J. *et al.* (2019). A simple method to estimate the probable distribution of species. *Ecography*, 1–10. <https://doi.org/10.1111/ecog.04563>.
- Giovanelli, J. , de Siqueira, M., Haddad, C., y Alexandrino, J. (2010). Modeling a spatially restricted distribution in the Neotropics: How the size of calibration area affects the performance of five presence-only methods. *Ecological Modelling*, 221(2), 215–224. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2009.10.009>.
- González-Abraham, C., Ezcurra, E., Garcillán, P., Ortega-Rubio, A., Kolb, M. y Creel,

- J. (2015). The human footprint in Mexico: Physical geography and historical legacies. *PLoS ONE*, 10(3), 1–17. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0121203>
- Grinnell, J. (1917). Field Tests of Theories Concerning Distributional Control. *The American Naturalist*, 51(602), 115–128.
- Guisan, A. y Zimmermann, N. (2000). Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, 135(2–3), 147–186. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(00\)00354-9](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(00)00354-9)
- Guisan, A. *et al.* (2013). Predicting species distributions for conservation decisions. *Ecology Letters*, 16(12), 1424–1435. <https://doi.org/10.1111/ele.12189>
- Guisan, A., y Thuiller, W. (2005). Predicting species distribution: Offering more than simple habitat models. *Ecology Letters*, 8(9), 993–1009. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00792.x>
- Hernández, P., Graham, C., Master, L. y Albert, D. (2006). The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography*, 29, 773–785.
- Hidalgo-Mihart, M., Cantú-Salazar, L., González-Romero, A. y López-González, C. (2004.) Historical and present distribution of coyote (*Canis latrans*) in Mexico and Central America. *J. Biogeogr.* 31: 2025-2038
- Hidalgo-Mihart, M., Contreras-Moreno, F., Pérez-Solano, L. y Hernández-Lara, C. (2013). Primeros registros de coyote (*Canis latrans*) en Campeche, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 84(3), 1012–1017. <https://doi.org/10.7550/rmb.33108>
- Hilty, J., Lidicker, W. y Merenlender, A. (2006). *Corridor Ecology. The Science and Practice of Linking Landscapes for Biodiversity Conservation*. Washington: ISLAND PRESS.
- Hobbs, R. (1992). Role of corridors in conservation: solution or bandwagon? *Tree*, 7(11).
- Hutchinson, G. (1978). *An introduction to population ecology*. Yale University, Press, 1–260.
- Hutchinson, G. (1957). Concluding remarks: The demographic symposium as a heterogeneous unstable population. *Foundations of Ecology: Classic Papers with Commentaries*, 22(0), 415–427. <https://doi.org/10.1101/SQB.1957.022.01.039>
- INEGI. (2001). *Provincias fisiográficas*. Escala 1:1 000 000. México.

- INEGI. (2013). Continuo de elevaciones mexicano 3.0. México: Instituto Nacional de Estadística y Geografía.
- INEGI. (2017). Ver, Título. Conjunto de datos vectoriales de la carta de Uso del suelo y vegetación serie VI. Escala 1:250 000. México: Instituto Nacional de Estadística y Geografía.
- Jaramillo Correa P, Comisión nacional para el conocimiento y uso de la biodiversidad C (2018). Modelación de la distribución geográfica de las especies del género *Abies* presentes en México. Version 1.5. Comisión nacional para el conocimiento y uso de la biodiversidad. Occurrence dataset <https://doi.org/10.15468/oj4th9>
- Jiménez-García, D. y Peterson, T. (2019). Climate change impact on endangered cloud forest tree species in Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 90.
- Kramer-Schadt, S., Niedballa, J., Pilgrim, J. D., Schröder, B., Lindenborn, *et al.* (2013). The importance of correcting for sampling bias in MaxEnt species distribution models. *Diversity and Distributions*, 19(11), 1366–1379. <https://doi.org/10.1111/ddi.12096>.
- Kramer-Schadt, S., Kaiser, T., Frank, K., y Wiegand, T. (2011). Analyzing the effect of stepping stones on target patch colonisation in structured landscapes for Eurasian lynx. *Landscape Ecology*, 26(4), 501–513. <https://doi.org/10.1007/s10980-011-9576-4>
- Larsen, F., Blandt, J. y Rahbek, C. (2007). Improving the performance of indicator groups for the identification of important areas for species conservation. *Conservation Biology*, 21:731–740.
- LindMNEayer, D., y Fischer, J. (2006). Habitat fragmentation and landscape change. An ecological and conservation synthesis. Washington: PRESS, ISLAND
- Lira-Noriega, A., Soberón, J., y Equihua, J. (2018). Potential invasion of exotic ambrosia beetles *Xyleborus glabratus* and *Euwallacea* sp. in Mexico: A major threat for native and cultivated forest ecosystems. *Scientific Reports*, 8(1), 10179. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-28517-4>
- Lobo, J. M. y Hortal, J. (2003). Investigación. Ecosistemas: Revista Científica y Técnica de Ecología y Medio Ambiente, 1.
- Lobo, J. M., Jiménez-Valverde, A., y Hortal, J. (2010). The uncertain nature of absences and their importance in species distribution modelling. *Ecography*, 33(1), 103–114. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2009.06039.x>.

- López-Sandoval, J. A., López-Mata, L., Cruz-Cárdenas, G., Vibrans, H., Vargas, O. y Martínez, M. (2015). Modelado de los factores ambientales que determinan la distribución de especies sinantrópicas de *Physalis*. *Botanical Sciences*, 93(4), 755–764. <https://doi.org/10.17129/botsci.192>
- Maciel-Mata, C., Manríquez-Morán, N., Octavio-Aguilar, P., y Sánchez-Rojas, G. (2015). El área de distribución de las especies: revisión del concepto. Geographical distribution of the species: a concept review. *Acta Universitaria*, 25(2), 3–19. <https://doi.org/10.15174/au.201>.
- Manzanilla-Quiñones, U., Delgado Valerio, P., Hernández Ramos, J., Molina Sánchez, A., García Magaña, J. J., y Rocha Granados, M. D. C. (2019). Similaridad del nicho ecológico de *Pinus montezumae* y *P. pseudostrobus* (Pinaceae) en México: implicaciones para la selección de áreas productoras de semillas y de conservación. *Acta Botánica Mexicana*, (126), 1–22. <https://doi.org/10.21829/abm126.2019.1398>.
- March, I., Carvajal, R., Vidal, J., San Román, G., Ruiz, G., *et al.* (2009). Planificación y desarrollo de estrategias para la conservación de la biodiversidad, en *Capital Natural de México*, vol. II. I: Estado de conservación y tendencias de cambio. CONABIO, México, 545-573.
- Margules, C., y Pressey, R. (2000). Systematic conservation planning. *Nature*, 405(6783), 243–253. <https://doi.org/10.1038/35012251>.
- Márquez, J., Asiain, J., Morón, M., y Hornung-Leoni, C. (2013). Escarabajos gema (insecta: coleoptera, melolonthidae) como indicadores del grado de conservación de los bosques del estado de hidalgo, México. *Interciencia*, 38(6), 410–417.
- Medina, J. y Tejero-Díez, J. (2006). Flora y vegetación del parque estatal Atizapán-Valle Escondido, Estado de México, México. *Polibotánica*, (21), 1–43.
- Méndez de la Cruz, F., Díaz de la Vega, A., Centeno, E. y Jiménez V. (2018). Anfibios y reptiles del Parque Nacional La Malinche. UATx, México.
- Méndez de la Cruz, F., Díaz de la Vega, A. y Jiménez Arcos, V. (2009). Herpetofauna. En *Biodiversidad del ecosistema del Pedregal San Ángel*. UNAM, México, 246–260.
- Méndez de la Cruz, F., Hernández, O. y Rodríguez, F. (2003). *Phrynosoma orbiculare*. Elaboración de fichas de 5 especies de lacertilios: PROY-NOM-059-ECOL-2000. México.

- Mendoza, A. y Ceballos, G. (2014). Hog-nosed skunk. En *Mammals of Mexico*. Johns Hopkins University Press-CONABIO, Baltimore, 551-552.
- Mendoza-González, G., Martínez, M.L., Rojas-Soto, O., Téllez-Valdés, O., and Arias-Del Razo, I. 2016. Priority areas for conservation of plant biodiversity of beaches and coastal dunes of the Mexican Atlantic. *Journal for Nature Conservation* 33: 25-34. doi:10.1016/j.jnc.2016.04.007.
- Merow, C., Smith, M. J. y Silander, J. A. (2013). A practical guide to MaxEnt for modeling species' distributions: What it does, and why inputs and settings matter. *Ecography*, 36(10), 1058–1069. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2013.07872.x>
- Morrone, J. (2005). Hacia una síntesis biogeográfica de México. *Rev. Mex. Biodiv.*, 76(2), 1–46.
- Naranjo, E., Dirzo, R., *et al.* (2009). Impacto de los factores antropogénicos de afectación directa a las poblaciones silvestres de flora y fauna, en *Capital natural de México*, vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio. CONABIO, México, 247-276.
- Nava-García, E., Guerrero-Enríquez, J. y Arellano, E. (2016). Molecular Phylogeography of Harvest Mice (*Reithrodontomys megalotis*) based on Cytochrome b DNA Sequences. *Mammal Evol*, 23: 297. <https://doi.org/10.1007/s10914-015-9318-5>
- Navarro-Sigüenza, A. y Gordillo-Martínez, A. (2018). Mapas de distribución de las aves terrestres nativas de Mesoamérica. Universidad Nacional Autónoma de México. Facultad de Ciencias. Informe final SNIB- CONABIO, proyecto No. JM071. Ciudad de México.
- Navarro-Sigüenza, A., Lira-Noriega, A., Peterson, T., Oliveras, A., y Gordillo-Martínez, A. (2007). Diversidad, endemismo y conservación de las aves. *Biodiversidad de La Faja Volcánica Transmexicana*, 461–483.
- Ndubisi, O. (2014). *The ecological design and planning reader*. ISLAND PRESS, Washington.
- Newton, A. (2007). *Biodiversity loss and conservation in fragmented forest landscapes*. CABI, Cambridge.
- Núñez-Castillo, S., Álvarez-Moctezuma, J., Zavala-Chávez, F. y Espinosa-Robles, P. (2011). Análisis morfológico y de hábitat en el híbrido de *Quercus glabrescens* x *Q. rugosa*. *Rev. Mex. Cien.* 2(3), 83–100.

- Pearman, P., Guisan, A., Broennimann, O., y Randin, C. (2008). Niche dynamics in space and time. *Trends in Ecology and Evolution*, 23(3), 149–158. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2007.11.005>.
- Peterson, T. (2006). Uses and Requirements of Ecological Niche Models and Related Distributional Models. *Biodiversity Informatics*, 3(0), 59–72. <https://doi.org/10.17161/bi.v3i0.29>
- Peterson, T., Ball, L. y Cohoon, K. (2002). Predicting distributions of Mexican birds using ecological niche modelling methods. *Ibis*, 144, 27-32.
- Peterson, T., Soberón, J., Pearson, R., Anderson, R., Martínez-Meyer, E., Nakamura, M. y Bastos-Araújo, M. (2011). *Ecological Niches and Geographic Distributions*. Princeton University, New Jersey.
- Peterson, A. T., Soberón, J., y Sánchez-Cordero, V. (1999). Conservatism of ecological niches in evolutionary time. *Science*, 285(5431), 1265–1267. <https://doi.org/10.1126/science.285.5431.1265>.
- Peterson, T., Papeş, M. y Eaton, M. (2007). Transferability and model evaluation in ecological niche modeling: a comparison of GARP and Maxent. *Ecography*, 30(4), 550–560. <https://doi.org/10.1111/j.2007.0906-7590.05102.x>
- Peterson, T., Papeş, M. y Soberón, J. (2008). Rethinking receiver operating characteristic analysis applications in ecological niche modeling. *Ecological Modelling*, 213(1), 63–72. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2007.11.008>
- Phillips, S., Anderson, R. y Schapire, R. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *International Journal of Global Environmental Issues*, 6(2–3), 231–252. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026>.
- Phillips, N., Reid, N., Thys, T., Harrod, C., Payne, N., Morgan, C. y Houghton, J. (2017). Applying species distribution modelling to a data poor, pelagic fish complex: the ocean sunfishes. *Journal of Biogeography*, 44(10), 2176–2187. <https://doi.org/10.1111/jbi.13033>.
- Pisanty, I., M. Mazari, E. Ezcurra *et al.* (2009). El reto de la conservación de la biodiversidad en zonas urbanas y periurbanas, en *Capital natural de México*, vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio. CONABIO, México, 719-759.
- Pisanty, I., Urquiza-Hass, E., Vargas-Mena, A. *et al.* (2016). Instrumentos de conservación in situ en México: logros y retos, en *Capital Natural de México*, vol. IV: Capacidades humanas e institucionales. CONABIO, México, 245-302.

- Polese, J. (2005). *The Pocket Guide to Mushrooms*. KÖNEMANN. Alemania.
- Pressey, R., Humphries, C., Margules, C. y Williams, P. (1993). Beyond Opportunism: Key Principles for Systematic Reserve Selection. *Tree*, 8(4), 124–128. [https://doi.org/10.1016/0169-5347\(93\)90023-I](https://doi.org/10.1016/0169-5347(93)90023-I).
- Primack, R. (2014). *Essentials of Conservation Biology*. 6a edición. Sinauer Associates, Massachusetts.
- Raghavan, R., Peterson, T., Cobos, M., Ganta, R., y Foley, D. (2019). Current and Future Distribution of the Lone Star Tick, *Amblyomma americanum* (L.) (Acari: Ixodidae) in North America. *PLoS ONE*, 14(1), 1–13. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0209082>.
- Ramírez-Bautista, A., Hernández-Salinas, U., García-Vázquez, U., Leyte-Manrique, y Canseco-Márquez, L. (2009). Herpetofauna del Valle de México: Diversidad y conservación. UAEH-CONABIO, México.
- Ramírez-Bautista, A. y Arizmendi, M. (2004). *Sceloporus grammicus*. Sistemática e historia natural de algunos anfibios y reptiles de México. Facultad. México.
- Ramírez-Pulido, J. y Castro-Campillo, A. (1990). Regionalización mastofaunística (mamíferos). Mapa IV.8.8.A. En Atlas Nacional de México, vol. III. Instituto de Geografía, México.
- Rapoport, E. y Monjeau, J. (2001). Areografía. En Llorente, J. y Morrone. Introducción a la Biogeografía en Latinoamérica: teorías, conceptos, métodos y aplicaciones. UNAM, México, 23–30.
- Raxworthy, C., Martínez-Meyer, E., Horning, N., Nussbaum, R., Schneider, G., Ortega-Huerta, M. y Peterson, T. (2003). Predicting distributions of known and unknown reptile species in Madagascar. *Nature*, 426(6968), 837–841. <https://doi.org/10.1038/nature02205>
- Richardson, D., y Whittaker, R. (2010). Conservation biogeography - foundations, concepts and challenges. *Diversity and distributions*, 16(3), 313–320. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2010.00660.x>.
- Ríos-Muñoz, C. y Navarro-Sigüenza, A. (2009). Efectos del cambio de uso de suelo en la disponibilidad hipotética de hábitat para los psitácidos de México. *Ornitología Neotropical*, 20(4), 491–509.
- Rodrigues, A., Andelman, S., Bakar, M., Boltani, L., Brooks, T. Cowling, R., Fishpool, F., Fonseca, G., *et al.* (2004). Effectiveness of the global protected area network

- in representing species diversity. *Nature* 428, pp. 640-643.
- Ruiz-Sánchez, E., Mendoza-González, G., y Rojas-Soto, O. (2018). Mexican priority bamboo species under scenarios of climate change. *Botanical Sciences*, 96(1), 11–23. <https://doi.org/10.17129/botsci.1206>.
- Sánchez-Cordero, V., Figueroa, F., Illoldi-Rangel, P. y Linaje, M. (2011). Efectividad del sistema de áreas naturales protegidas de México para conservar la vegetación natural, en Planeación para la conservación de la biodiversidad terrestre de México: retos en un país megadiverso. CONABIO y CONAP, México, 59-86.
- Sánchez, O. y Olivia, G. (2014). Western harvest mouse. En *Mammals of Mexico*. Johns Hopkins University Press-CONABIO, Baltimore, 409-411.
- Saupe, E., Barve, V., Myers, C., Soberón, J., Barve, N. Hensz, C, Peterson, T., Owens, H. y Lira-Noriega, A. (2012). Variation in niche and distribution model performance: The need for a priori assessment of key causal factors. *Ecological Modelling*, 237–238, 11–22. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2012.04.001>
- Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica. (2010). Plan Estratégico para la Diversidad Biológica 2011-2020 y las Metas de Aichi. Meta 15.
- SEMARNAT -CONANP. (2017). Áreas Naturales Protegidas Federales de México.
- SEMARNAT e INECC (2017). Programa de gestión federal para mejorar la calidad del aire de la megalópolis. México, 2017-2030.
- SEMARNAT. (2016). Parque Nacional La Malinche o Matlalcuéyatl. México.
- SEMARNAT y CONANP. (2013). Programa de Manejo Parque Nacional la Montaña Malinche o Matlalcuéyatl.
- Servín, J., Chacón, E. y List, R. (2014). Coyote. En *Mammals of Mexico*. Johns Hopkins University Press-CONABIO, Baltimore, 510-511.
- Silva, D., González, V., Melo, G., Lucia, M., Álvarez, L., y De Marco, P. (2014). Seeking the flowers for the bees: Integrating biotic interactions into niche models to assess the distribution of the exotic bee species *Lithurgus huberi* in South America. *Ecological Modelling*, 273, 200–209. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2013.11.016>.
- Soberón, J. y Peterson, T. (2005). Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. *Biodiversity Informatics*, 2, 2005, 1–10.
- Soberón, J. (2007). Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of

- species. *Ecology Letters*, 10(12), 1115–1123. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01107.x>.
- Soberón, J., y Nakamura, M. (2009). Niches and distributional areas: Concepts, methods, and assumptions. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 106(SUPPL. 2), 19644–19650. <https://doi.org/10.1073/pnas.0901637106>.
- Soberón, J., Osorio-Olvera, L., y Peterson, T. (2017). Diferencias conceptuales entre modelación de nichos y modelación de áreas de distribución. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 88(2), 437–441. <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2017.03.011>.
- Suárez-Mota, M., Villaseñor, J., y Ramírez-Aguirre, M. (2018). Priority sites for the conservation of floristic richness and endemism of the Northern Sierra of Oaxaca, Mexico. *Acta Botánica Mexicana*, (124), 49–74. <https://doi.org/10.21829/abm124.2018.1296>.
- Tivo, F. (2004). Evaluación del polen de la población de *Pinus hartwegii* Lindl. del Cofre de Perote, Veracruz, México. Universidad Veracruzana.
- Toledo, V. (2005). Repensar la conservación: ¿áreas naturales protegidas o estrategia birregional? *Gaceta Ecológica*, núm. 77. SEMARNAT, México, pp. 67-83.
- Trotta-Moreu, N., Lobo, J. y Cabrero-Sañudo, F. (2008). Distribución conocida y potencial de las especies de Geotrupinae (Coleoptera:Scarabaeoidea) en México. *Acta Zoológica Mexicana*, 24(2), 39–65.
- Urquiza-Hass, T., Koleff, P., Lira-Noriega, A., Kolb, M. y Alarcón, J. (2011). Selección de áreas prioritarias para la conservación de los vertebrados terrestres: ¿Es posible usar un grupo como indicador?, en *Planeación para la conservación de la biodiversidad terrestre en México: retos en un país megadiverso*. CONABIO-CONANP, México, 151-172.
- Valdéz, M. y Téllez-Girón, G. (2014). Red-bellied squirrel. En *Mammals of Mexico*. Johns Hopkins University Press-CONABIO, Baltimore, 174-175.
- Vargas, A., Aguirre, L., Siles, L., Terán, M., Moya, I., y Zambrana-Torrel, C. (2010). Patrones de riqueza potencial de especies y áreas importantes para la conservación de murciélagos (AICOMs) de Bolivia. *Bolivia. Rev. Bol. Ecol. y Cons. Amb.*, 27, 9–24.
- Villers-Ruiz, L., y Trejo-Vázquez, I. (1998). Climate change on Mexican forest and natural protected areas. *Global Environment Change*, 8(2), 141–157.

- Waltari, E. y Guralnick, R. (2009). Ecological niche modelling of montane mammals in the Great Basin, North America: Examining past and present connectivity of species across basins and ranges. *Journal of Biogeography*, 36(1), 148–161. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2008.01959.x>.
- Warren, D. y Seifert, S. (2011). Ecological niche modeling in Maxent: the importance of model complexity and the performance of model selection criteria. *Ecological Applications*, 21(2), 335–342.
- Whittaker, R., Araújo, M., Jepson, P., Ladle, R., Watson, J. y Willis, K. (2005). Conservation Biogeography: Assessment and Prospect. *Diversity and Distributions*, 11(1), 3–23. <https://doi.org/10.1111/j.1366-9516.2005.00143.x>.
- Wiens, J. J., y Graham, C. H. (2005). Niche Conservatism: Integrating Evolution, Ecology, and Conservation Biology. *Ecol. Evol. Syst.*, 36, 519-539. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.36.102803.095431>.
- Yañez-Arenas, C., Mandujano, S., Martínez-Meyer, E., Pérez-Arteaga, A., y González-Zamora, A. (2012). Modelación de la distribución potencial y el efecto del cambio de uso de suelo en la conservación de los ungulados silvestres del Bajo Balsas, México. *Therya*, 3(1), 67–79.
- Zhang, H., y Zhang, M. (2014). Insight into distribution patterns and conservation planning in relation to woody species diversity in Xinjiang, arid northwestern China. *Biological Conservation*, 177, 165–173. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.07.005>
- Zimmermann, N., Edwards, T., Graham, C., Pearman, P., y Svenning, J. (2010). New trends in species distribution modelling. *Ecography*, 33(6), 985–989. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2010.06953.x>
- Zunino, M. y Zullini, A. (2003). *Biogeografía. La dimensión espacial de la evolución*. Fondo de Cultura Económica, México.
- Zunino Ortiz, C., y Palestrini, C. (1991). El concepto de especie y la biogeografía. *Anales de Biología*, (17), 85–88.

## 10. ANEXOS

### ***Anexo I. Información biológica de las especies indicadoras consideradas en el estudio.***

#### **Anfibios**

• ***Dryophytes eximius* (Baird, 1854)**, comúnmente llamada rana de montaña es una especie endémica de México se encuentra en zonas montañosas del sur de Durango, Nayarit, Jalisco, Zacatecas, Aguascalientes, Michoacán, Estado de México, Morelos, Guerrero, Puebla, Tlaxcala, Veracruz, Hidalgo, Querétaro, Guanajuato, San Luis Potosí, suroeste de Tamaulipas y Ciudad de México. Vive en una gran variedad de hábitats que van desde bosque de pino o encino a matorral xerófilo, aunque prefieren los bosques de coníferas. Se ha registrado en altitudes de 910 - 2900 msnm (Ramírez-Bautista *et al.*, 2009; Méndez de la Cruz *et al.*, 2018).



• ***Rana spectabilis* (Hillis y Frost, 1985)** o conocida coloquialmente como rana manchada, es una especie nativa de México que habita en bosques de encino, pino-encino y de abetos. Su distribución reportada es desde el norte de Michoacán hasta tierras altas del noreste de Oaxaca, pasando por el Estado de México, Puebla, Tlaxcala, Morelos, Hidalgo y una pequeña porción del oeste de Veracruz en elevaciones que van desde los 1200 hasta 3200 msnm (Ramírez-Bautista *et al.*, 2009).

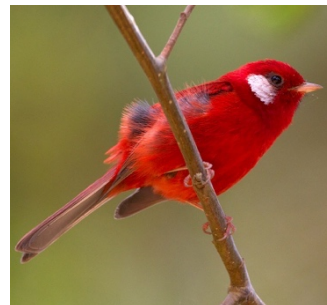


• ***Pseudoeurycea leprosa* (Cope, 1869)** también llamada salamandra de montaña o tlaconete dorado, es endémica de México, se encuentra en zonas templadas de bosques de encino, pino, derrames basálticos y barrancas. Su distribución abarca el este de Puebla y el oeste de Veracruz hasta Tlaxcala, existen poblaciones en el Estado de México, Ciudad de México e Hidalgo, se encuentra desde los 2700 hasta 3800 msnm. Y su principal amenaza es la destrucción de los bosques donde habita (Méndez *et al.*, 2009; Méndez de la Cruz *et al.*, 2018).



## Aves

• ***Cardellina rubra* (Swainson, 1827)** o chipe rojo, es un ave endémica de las tierras altas de México; habita en bosques de coníferas y de pino-encino, así como matorrales adyacentes. Actualmente se conocen tres poblaciones separadas, una es la que abarca el suroeste de Chihuahua hasta el norte de Nayarit; la segunda comprende el sur de Jalisco y Michoacán del este al oeste de Veracruz y el norte de Oaxaca; y la última incluye Guerrero y el sur de Oaxaca. Tienen un rango altitudinal de 1800 a 3500 msnm (Dreelin, 2014).



• ***Pipilo maculatus* Swainson, 1827** comúnmente conocido como rascador moteado, su hábitat natural se compone de bosque templado, bosque húmedo montano subtropical y tropical además de matorrales dentro de bosques abiertos. Tiene un rango de distribución que va desde el sur de Columbia Británica, el oeste de los Estados Unidos hasta el sur de Oaxaca. Se encuentra desde los 9 hasta 3300 msnm (Frances, 2007).



• ***Psaltriparus minimus* (Townsend, 1837)** también conocido como sastrecillo, habita en muchos tipos de bosques o matorrales, incluidos chaparrales, bosques de roble, bosques de pino piñonero y junípero, bosques de pino y roble se encuentra desde tierras bajas hasta elevaciones medias de montañas. Se distribuye desde Canadá hasta México y Guatemala, en cuanto a la altitud se la puede encontrar de los 1500 a los 3500 msnm (Frances, 2007).



## Coleópteros

• ***Geotrupes (Onthotrupes) herbeus* Jekel 1865** es un escarabajo coprófago endémico de las montañas del Eje Neovolcánico Transversal, su distribución es muy restringida y se ha encontrado a altitudes de que van desde los 1800 hasta más de 3400 m de altitud.

Tienen un papel importante en los ecosistemas porque ayudan eliminación de los excrementos de los vertebrados y en el reciclaje y la reincorporación de la materia orgánica y nutrientes al suelo. Además, son controladores biológicos de insectos hematófagos (Trotta-Moreu *et al.*, 2008).

- ***Plusiotis adelaida* (Hope 1840)** conocido como escarabajo gema, son una especie endémica de México. Habitan en distintos tipos de bosques, pero principalmente bosques nubosos, de pino-encino y bosques de montaña. Esta especie se ha registrado en los estados de Chihuahua, Durango, México, Guerrero, Hidalgo, Jalisco, Michoacán, Morelos, Oaxaca, Puebla, Coahuila, Querétaro, San Luis Potosí, Tamaulipas y Veracruz. Se encuentra en altitudes entre 1300 a 3000 msnm. La presencia de estos escarabajos puede considerarse como indicadora de bosques en buen estado de conservación (Márquez *et al.*, 2013).



- ***Xyloryctes ensifer* Bates 1888** o escarabajo rinoceronte es común en bosques de pino-encino. Tiene un rango de distribución amplio que va desde México, Guatemala, El Salvador hasta Honduras. En México se ha encontrado en los estados de Chiapas, Chihuahua, Ciudad de México, Durango, Guanajuato, Hidalgo, Jalisco, México, Michoacán, Morelos, Oaxaca, Querétaro, Sinaloa, San Luis Potosí, Tamaulipas, Veracruz, en las faldas orientales del volcán Popocatepetl, Puebla (2100-2240 m) y en las laderas al norte del Matlalcuéyatl, Tlaxcala (2770-3100 m) (Bitar y Morón, 2014).



### Hongos

- ***Ramaria stricta* (Pers.) Qué. (1888)** conocido como hongo coral, crece sobre troncos podridos o muertos de coníferas o árboles de hoja caduca, a veces aparece incrustada en el suelo. Es común en los meses de julio a octubre en los bosques de coníferas y montañas rocosas (Polese, 2005).



### Mamíferos medianos

• ***Canis latrans* Say 1823** mejor conocido como coyote, viven en todas las comunidades de plantas, especialmente en llanuras con matorrales y pastos xéricos, se puede encontrar desde el nivel del mar hasta más de 3000 msnm. Está por todo el país y recientemente se ha registrado en Yucatán (Servín *et al.*, 2014).



• ***Conepatus leuconotus* (Lichtenstein, 1832)** usualmente llamado zorrillo de espalda blanca o de nariz de cerdo, se localiza en ambientes templados, áridos y tropicales, en bosques de espinas, selvas tropicales, bosques secos tropicales, bosques nubosos, arbustos áridos, praderas, bosques de pinos y robles, a altitudes que oscilan entre 0 y 2500 msnm. Tiene un área de distribución que se extiende desde Arizona y Texas hasta Nicaragua, en México están por casi todo el país a excepción de la península de Baja California, el noroeste de Sonora, la península de Yucatán y el sur de Chiapas (Mendoza y Ceballos, 2014).

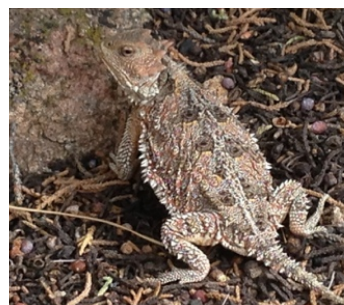


• ***Lynx rufus* Schreber, 1777** mayormente llamado gato montés, se encuentran en una amplia variedad de hábitats como matorrales áridos, bosques de pinos, bosques de robles, bosques mixtos de pinos y robles, praderas, vegetación ribereña y bosques tropicales caducifolios, prefieren áreas con cubierta densa o terreno irregular. Se han encontrado desde el nivel del mar hasta los 3600 msnm. Su principal amenaza es el deterioro de su hábitat a causa de la agricultura y los asentamientos humanos (Bárcenas y Romero, 2014).



### Reptiles

• ***Phrynosoma orbiculare* (Linnaeus, 1758)** o camaleón cornudo de montaña es una especie endémica de México, vive en bosque de encino, pino-encino, y matorral espinoso, tiene una amplia distribución que va a lo largo de la



Sierra Madre Oriental, pasa por el Eje Neovolcánico Transversal hasta el sur de la Meseta Central. Se ha registrado en altitudes de 2300 a 3300 msnm. Su principal amenaza es la fragmentación del hábitat y la depredación por aves y mamíferos domésticos (Méndez de la Cruz *et al.*, 2003; Méndez de la Cruz *et al.*, 2018)

• ***Sceloporus aeneus* Wiegmann, 1828** usualmente conocida como lagartija de pastizal es una especie endémica de México, vive en ambientes templados principalmente en pastizales de bosques de pino y pino-encino. Su presencia se restringe a la Faja Volcánica Transmexicana; se han registrado poblaciones en los estados de Tlaxcala, Estado de México, Morelos, Hidalgo, Ciudad de México, Querétaro y Puebla. Se ha encontrado a una altitud de 2250 msnm hasta los 3600 (Méndez de la Cruz *et al.*, 2018; Ramírez-Bautista *et al.*, 2009).



• ***Sceloporus grammicus* Wiegmann, 1828** llamada generalmente lagartija de árbol habita en las montañas de ambientes templados, en bosques de pino, encino, pino-encino, y en vegetación de tipo xerófilo, así como en zonas urbanas y rurales. Tiene un rango de distribución amplio que va desde el bajo Valle de Río Grande de Texas, la porción principal



de la planicie mexicana y montañas asociadas, hasta las tierras altas del sur de Oaxaca. Se localiza a altitudes que van desde los 1500 hasta 4600 msnm. Sus principales amenazas son la urbanización, fragmentación por la construcción de autopistas, agricultura intensiva, pastoreo, quema, deforestación y actividades turísticas (Méndez de la Cruz *et al.*, 2018; Ramírez-Bautista y Arizmendi, 2004).

### **Roedores**

• ***Peromyscus melanotis* J.A. Allen y Chapman, 1897** comúnmente conocido como ratón de orejas negras, es una especie endémica de México, habita áreas templadas y semifríos especialmente bosques nubosos y bosques de coníferas con zacatonales y praderas de altas montañas incluso se puede encontrar en los bordes de la vegetación

nativa cercanos a cultivos. Tiene una distribución amplia que va desde la Sierra Madre Occidental, la Sierra Madre Oriental y el Eje Neovolcánico. Se limita a altitudes que van de los 1100 a 4300 msnm. Las principales amenazas para esta especie son la deforestación y la urbanización en su área de distribución (Castro-Campillo *et al.*, 2014).



• ***Reithrodontomys megalotis* (Baird, 1858)** o ratón cosechero, habita en bosques abiertos de pino-encino, pino-roble y pastizales naturales dominados por plantas herbáceas, se ha encontrado desde el nivel del mar hasta los 4000 msnm. En México solo está ausente en la península de Baja California Sur, las llanuras costeras del Pacífico y el Golfo y la península de Yucatán (Sánchez y Oliva, 2014).



• ***Sciurus aureogaster* Cuvier, 1829** llamada coloquialmente ardilla de vientre rojo se encuentra en bosques templados de pino-roble, cedro, abeto, bosques tropicales y arbustos espinosos, se pueden encontrar desde el nivel del mar hasta 4300 msnm. Su distribución se ha reportado desde Nuevo León y el norte de Tamaulipas hasta Tabasco, en el Golfo de México, y desde Nayarit hasta Chiapas y Guatemala en el Pacífico. La especie se encuentra en el centro del país, pero no en la península de Yucatán (Valdéz y Téllez-Girón, 2014).



### **Vegetación arbórea**

• ***Pinus hartwegii* (Lindl.)** conocido como pino de las alturas, es una especie arbórea que se encuentra en los picos y montañas de México a una altitud de 2300 a los 4300 msnm se encuentra en los estados de Chiapas, Coahuila, Colima, Guerrero, Hidalgo, Jalisco, Michoacán, Morelos, Nayarit, Nuevo León, Oaxaca, Puebla, Tamaulipas, Tlaxcala, Veracruz, Zacatecas y la Ciudad de



México. Es una especie muy importante porque amortigua los efectos de la contaminación ambiental y contribuye como regulador del ciclo hidrológico producto del deshielo de los volcanes (Tivo, 2004).

- ***Pinus montezumae* Lamb.** U ocote, es una especie nativa de México que se asocia a los bosques de encino y coníferas. En el país se distribuye en la Sierra Madre Oriental, Sierra Madre del Sur y Sierra Madre de Chiapas a altitudes entre los 1200 y 3500 m. Generalmente se encuentra en las mesetas altas y pendientes bajas de las montañas. La principal amenaza para esta especie es la disminución de sus poblaciones por la sobreexplotación (Manzanilla-Quiñones *et al.*, 2019).



- ***Quercus glabrescens* Benth 1840** también conocido como encino blanco, es una especie arbórea endémica de México, que generalmente se desarrolla en regiones húmedas o subhúmedas del Eje Neovolcánico Transversal. Se distribuye en el bosque mesófilo de montaña, bosque de Pinus-



Quercus y en el bosque de Abies-Quercus a altitudes de 2,450 a 3,300 msnm. Su distribución reportada incluye los estados de Hidalgo, México, Oaxaca, Puebla, San Luis Potosí, Tlaxcala, Ciudad de México y Veracruz (Núñez-Castillo *et al.*, 2011).

- ***Quercus rugosa* Née (1801)** o roble, es una especie tolerante a diferentes ambientes por lo cual tiene una amplia distribución que va desde el norte de Arizona, México hasta El Salvador. Crece en bosque de Pinus-Quercus, bosque de Pinus, bosque de Abies, bosque mesófilo de montaña y bosque de Pseudotsugaa, a altitudes que oscilan entre los 1,100 a 3,000 msnm (Núñez-Castillo *et al.*, 2011).



## Anexo II. Métricas de rendimiento de la configuración de los mejores modelos.

A continuación, se presentad las métricas de los mejores modelos con respecto al multiplicador de regularización (MR), clases de entidad (FC; l = lineal, q = cuadrático, p = producto, t = umbral y h = bisagra) y conjuntos de variables ambientales para cada una de las especies.

### Anfibios

<i>Especie</i>	<i>Configuración del modelo</i>	<i>p-valor p ROC</i>	<i>Tasa de omisión (5%)</i>	<i>Delta AICc</i>	<i>Umbral</i>
<i>Dryophytes eximius</i>	MR=0.3; FC=lqp; Set 99	0.0	0.023	0.0	0.1747
<i>Rana spectabilis</i>	MR=0.5; FC=lqp; Set 38	0.0	0.03	0.0	0.1103
	MR=0.7; FC=lqp; Set 38	0.0	0.03	1.3	0.1034
<i>Pseudoeurycea leprosa</i>	MR=0.1; FC=lq; Set 74	0.0	0.034	0.0	0.0686

### Aves

<i>Especie</i>	<i>Configuración del modelo</i>	<i>p-valor p ROC</i>	<i>Tasa de omisión (5%)</i>	<i>Delta AICc</i>	<i>Umbral</i>
<i>Cardellina rubra</i>	MR=0.1; FC=lq; Set 49	0.0	0.05	0.0	0.1032
<i>Pipilo maculatus</i>	MR=1; FC=lqpt; Set 95	0.0	0.046	0.0	0.0889
<i>Psaltriparus minimus</i>	MR=0.1; FC=lqp; Set 55	0.0	0.047	0.0	0.2176

### Coleópteros

<i>Especie</i>	<i>Configuración del modelo</i>	<i>p-valor p ROC</i>	<i>Tasa de omisión (5%)</i>	<i>Delta AICc</i>	<i>Umbral</i>
<i>Geotrupes herbeus</i>	MR=1; FC=lqpt; Set 17	0.0	0.0	0.0	0.0462
<i>Plusiotis</i>	MR=0.1; FC=l;	0.0	0.035	0.54	0.0818

<b>adelaida</b>	Set 23				
	MR=0.1; FC=l;	0.0	0.035	1.4	0.0621
<b>Xyloryctes ensifer</b>	Set 37				
	MR=0.1; FC=l;	0.0	0.05	0.0	0.0847
	Set 38				
	MR=0.3; FC=l;	0.0	0.035	0.15	0.0791
	Set 38				
	MR=0.5;	0.0	0.020	1.35	0.1099
	FC=lqp; Set 63				
	MR=0.7;	0.0	0.041	0.0	0.0640
	FC=lqp; Set 79				

## Hongos

<b>Especie</b>	<b>Configuración del modelo</b>	<b>p-valor p ROC</b>	<b>Tasa de omisión (5%)</b>	<b>Delta AICc</b>	<b>Umbral</b>
<b>Ramaria stricta</b>	MR=0.3; FC=lq; Set 8	0.0	0.028	0.0	0.1292
	MR=1; FC=lqpt; Set 8	0.0	0.028	1.94	0.1865

## Mamíferos medianos

<b>Especie</b>	<b>Configuración del modelo</b>	<b>p-valor p ROC</b>	<b>Tasa de omisión (5%)</b>	<b>Delta AICc</b>	<b>Umbral</b>
<b>Canis latrans</b>	MR=0.1; FC=lqp; Set 88	0.0	0.037	0.0	0.3718
<b>Conepatus leuconotus</b>	MR=0.3; FC=lqp; Set 28	0.0	0.049	0.0	0.3013
<b>Lynx rufus</b>	MR=0.1; FC=lqp; Set 98	0.002	0.047	0.0	0.3085

## Reptiles

<b>Especie</b>	<b>Configuración del modelo</b>	<b>p-valor p ROC</b>	<b>Tasa de omisión (5%)</b>	<b>Delta AICc</b>	<b>Umbral</b>
<b>Phrynosoma orbiculare</b>	MR=0.3; FC=lqp; Set 90	0.0	0.048	0.0	0.1151

<i>Sceloporus aeneus</i>	MR=0.3; FC=lqp; Set 30	0.0	0.05	0.0	0.1087
<i>Sceloporus grammicus</i>	MR=1; FC=lqpt; Set 97	0.0	0.048	0.0	0.1489

### Roedores

<i>Especie</i>	<i>Configuración del modelo</i>	<i>p-valor p ROC</i>	<i>Tasa de omisión (5%)</i>	<i>Delta AICc</i>	<i>Umbral</i>
<i>Peromyscus melanotis</i>	MR=0.1; FC=lq; Set 37	0.0	0.044	1.09	0.6061
	MR=0.1; FC=lq; Set 42	0.0	0.044	0.0	0.282
	MR=0.3; FC=lq; Set 42	0.0	0.044	1.90	0.0332
	MR=0.5; FC=lq; Set 42	0.0	0.044	0.43	0.0364
<i>Reithrodontomys megalotis</i>	MR=0.1; FC=lqp; Set 51	0.0	0.05	0.0	0.1298
<i>Sciurus aurogaster</i>	MR=0.3; FC=lqp; Set 74	0.0	0.049	0.0	0.2450

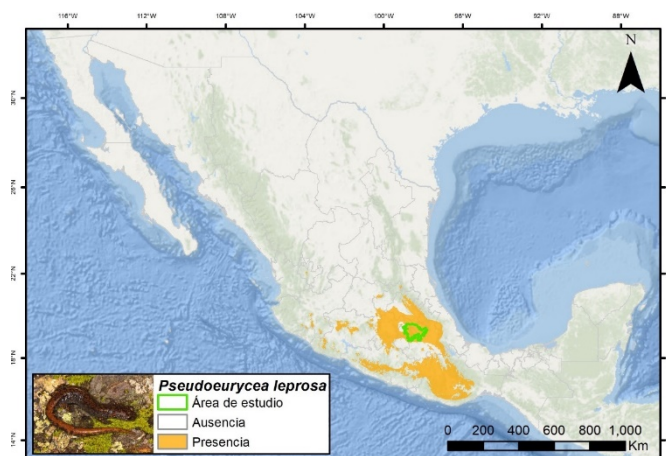
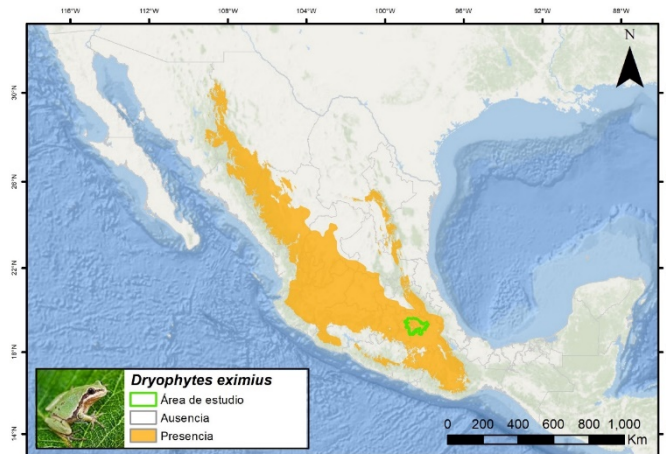
### Vegetación arbórea

<i>Especie</i>	<i>Configuración del modelo</i>	<i>p-valor p ROC</i>	<i>Tasa de omisión (5%)</i>	<i>Delta AICc</i>	<i>Umbral</i>
<i>Pinus hartwegii</i>	MR=5; FC=lq; Set 11	0.0	0.04	0.0	0.2493
<i>Pinus montezumae</i>	MR=0.1; FC=lqp; Set 71	0.0	0.46	0.04	0.0673
	MR=0.3; FC=lqp; Set 71	0.0	0.46	1.59	0.0792
	MR=5; FC=lqpt; Set 43	0.0	0.46	0.0	0.1004
	MR=5; FC=lqpt; Set 77	0.0	0.46	1.79	0.0975
<i>Quercus glabrescens</i>	MR=0.1; FC=lqp; Set 38	0.0	0.043	1.15	0.1226

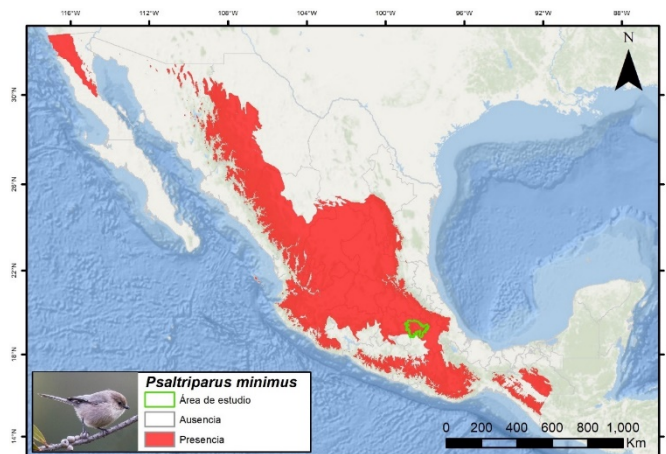
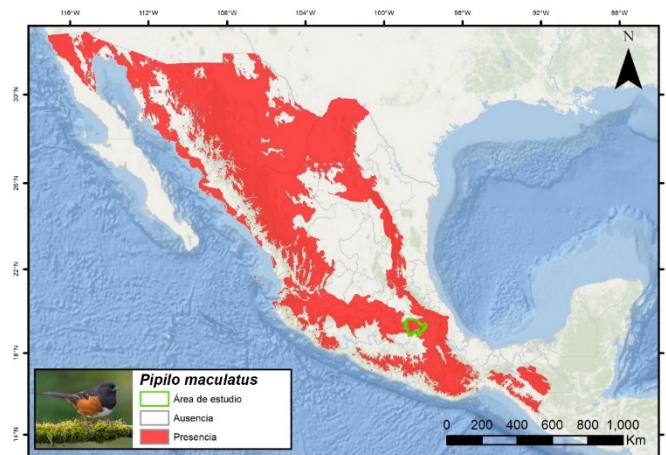
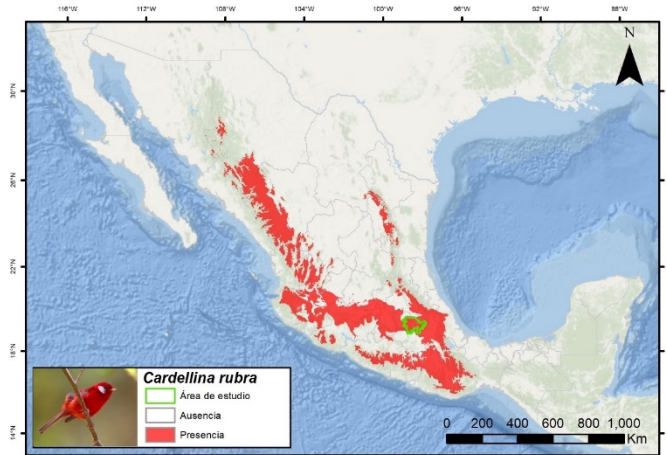
	MR=0.1; FC=lqp; Set 40	0.0	0.036	0.0	0.1562
<b><i>Quercus rugosa</i></b>	MR=5; FC=lqp; Set 37	0.0	0.049	0.0	0.1640

**Anexo III. Mapas de distribución potencial a nivel país de las 23 especies consideradas en el estudio**

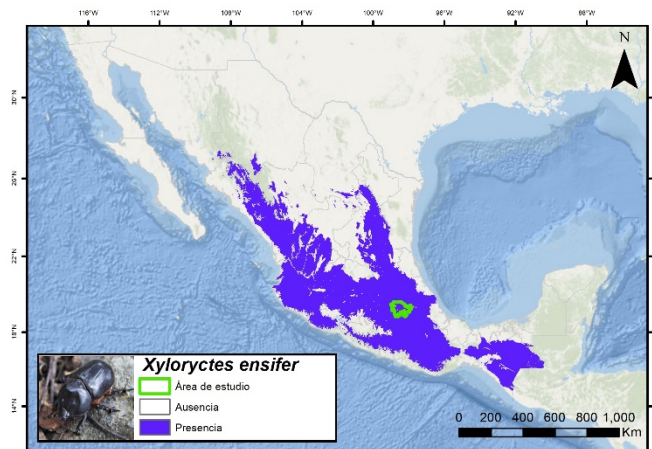
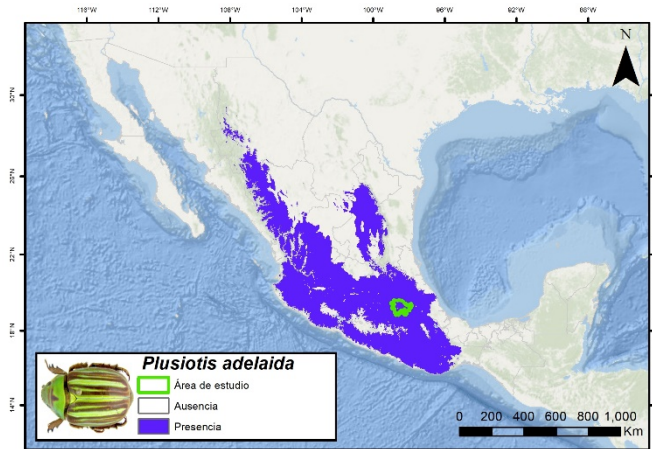
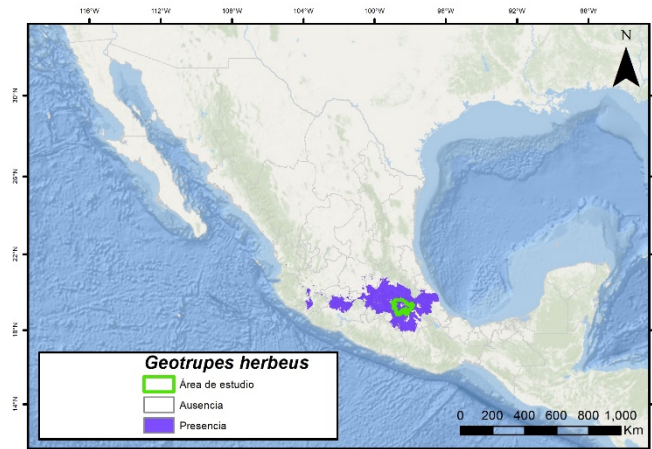
- Anfibios**



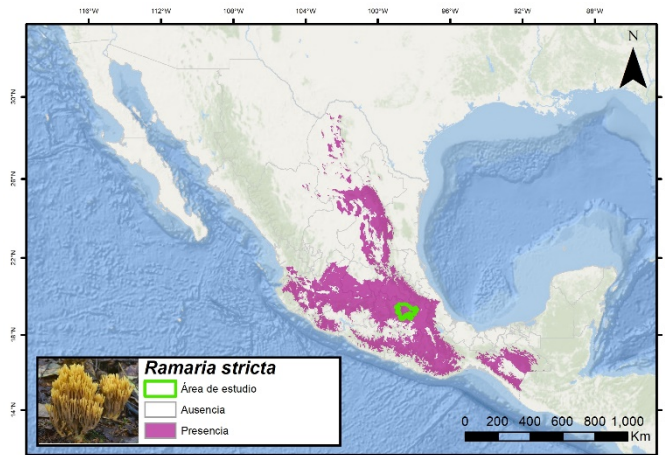
- Aves



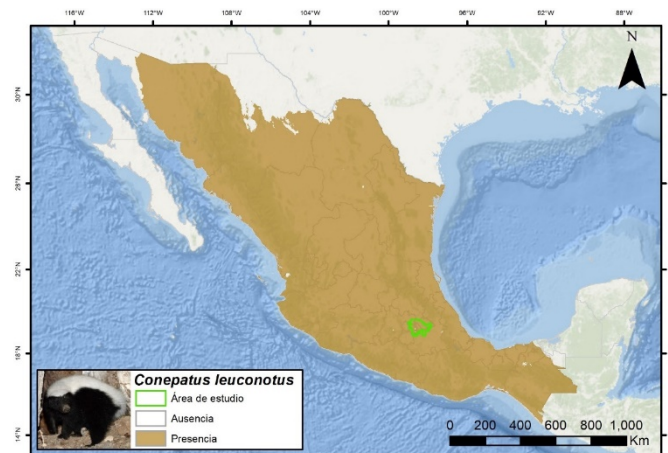
- Coleópteros

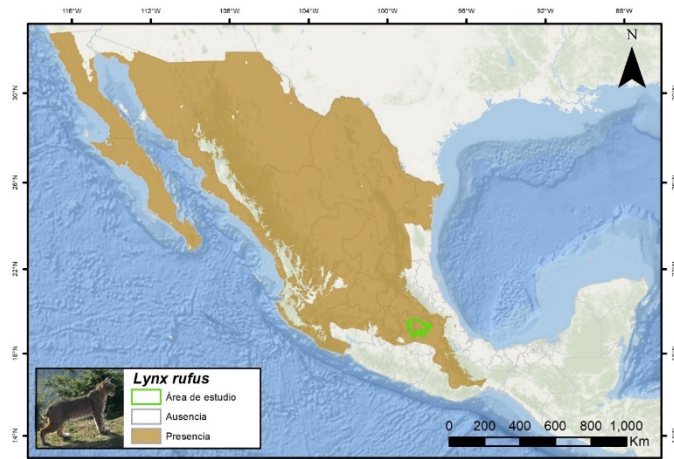


- Hongos

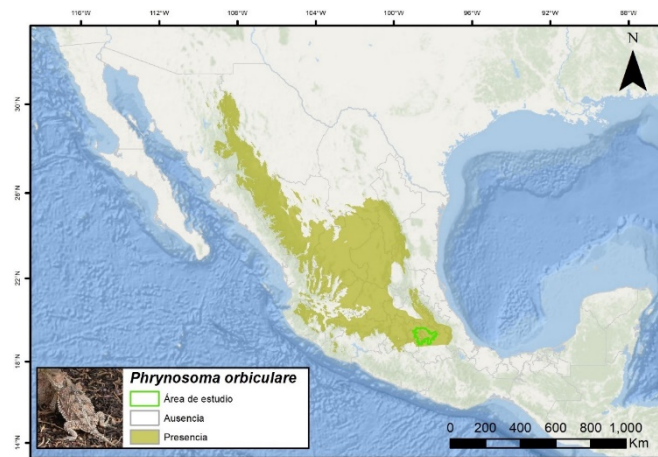


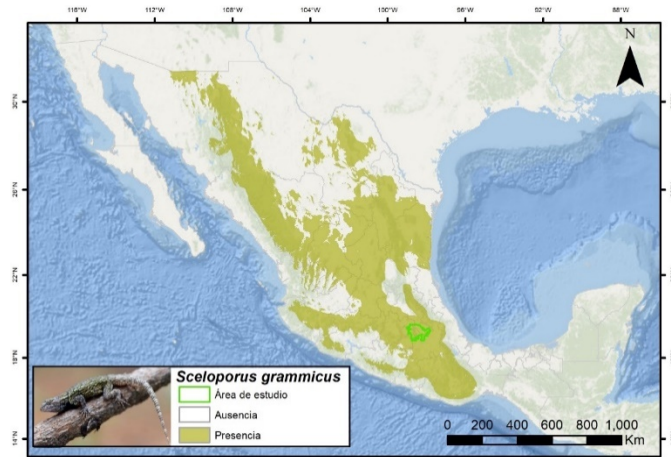
- Mamíferos medianos



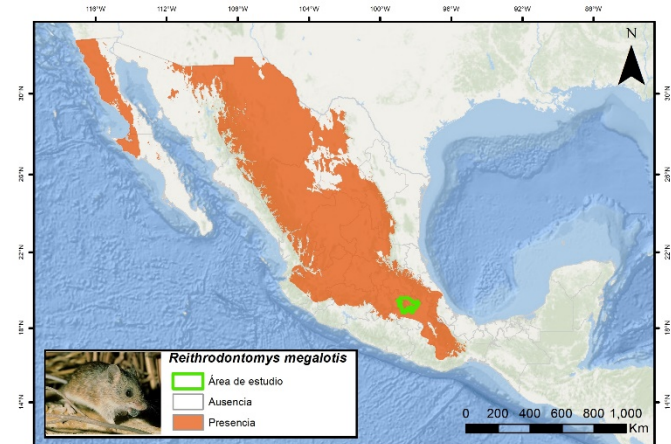
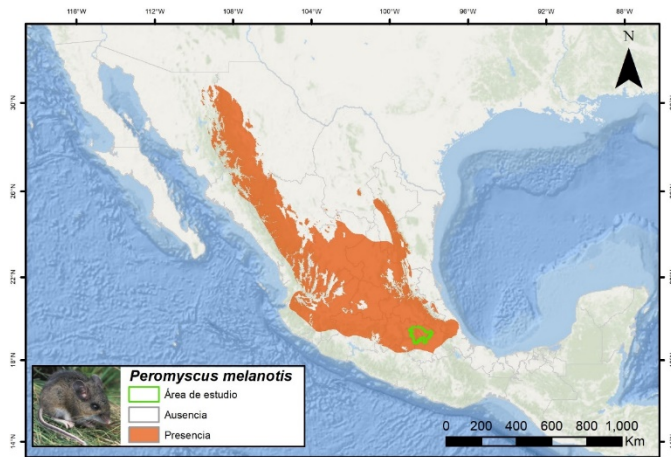


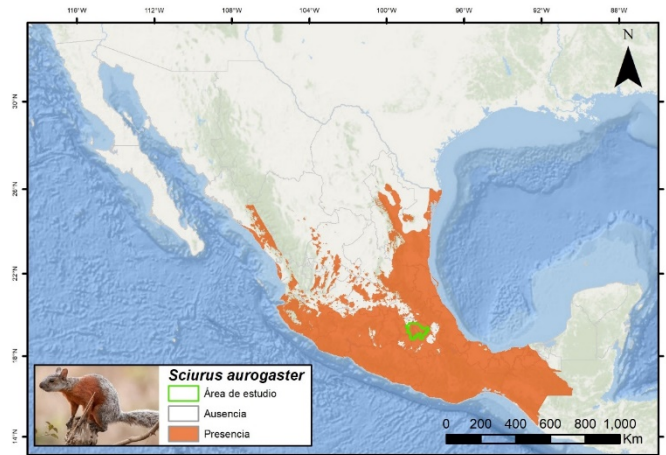
- Reptiles



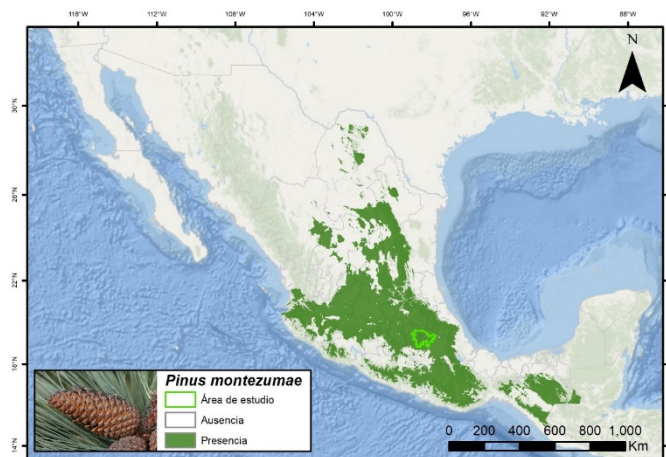
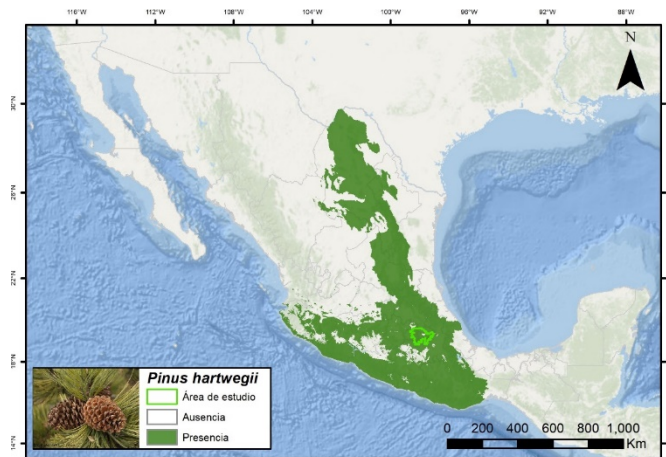


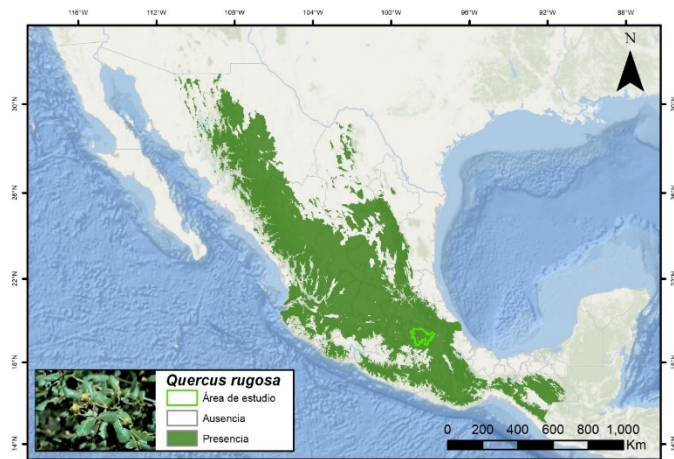
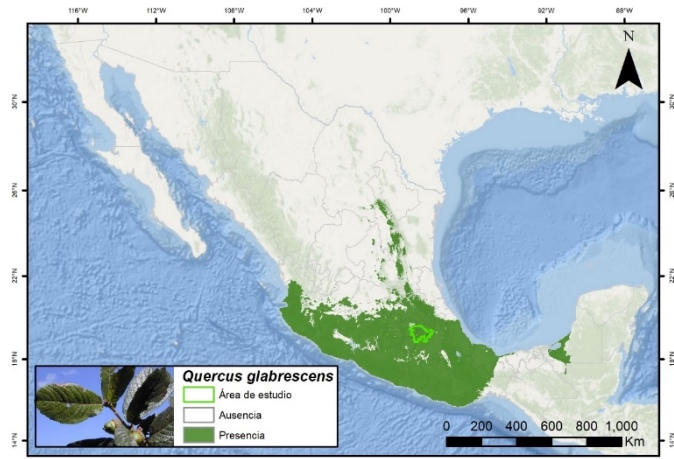
- **Roedores**





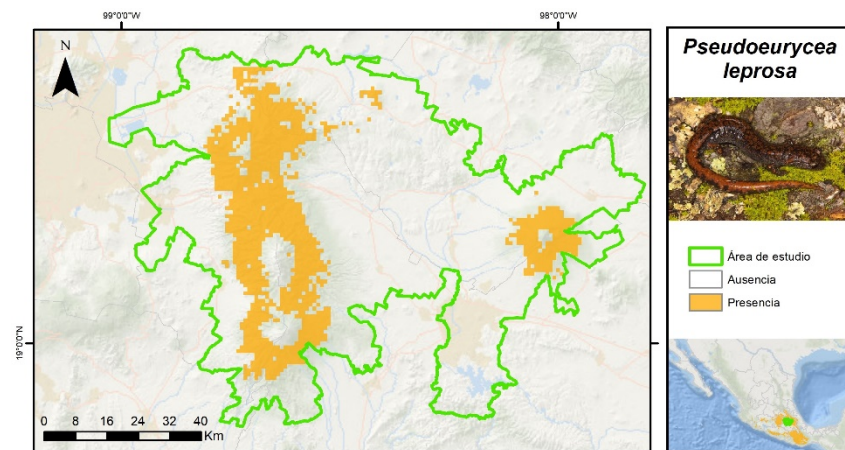
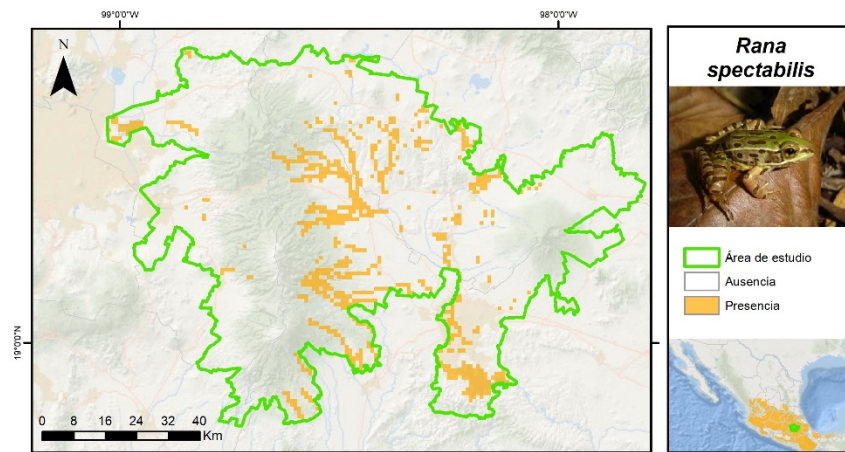
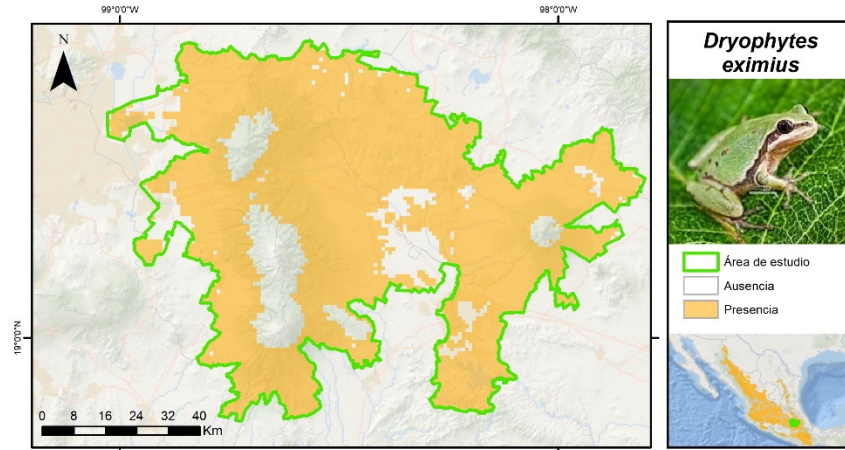
- **Vegetación arborea**



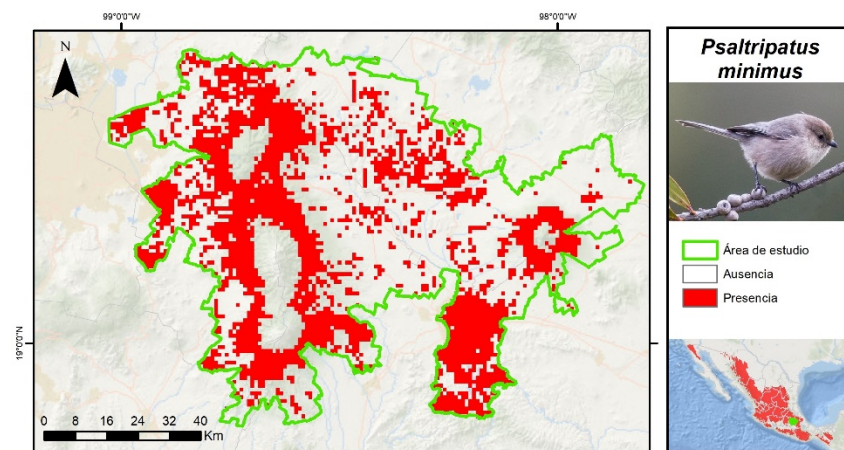
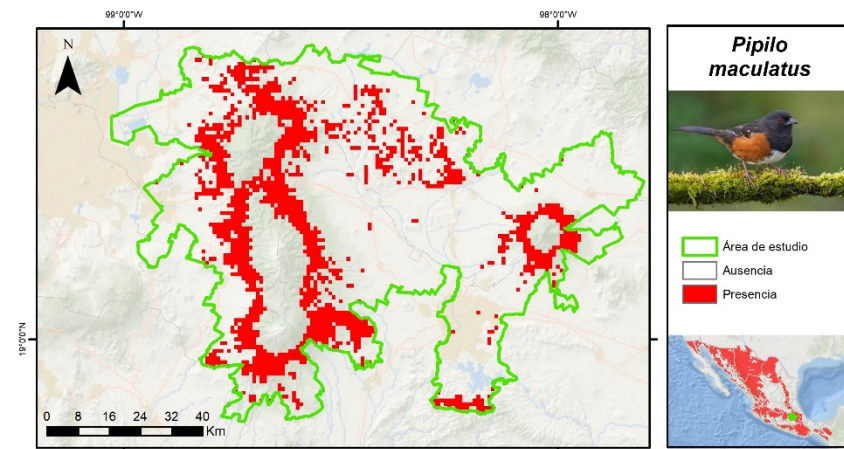
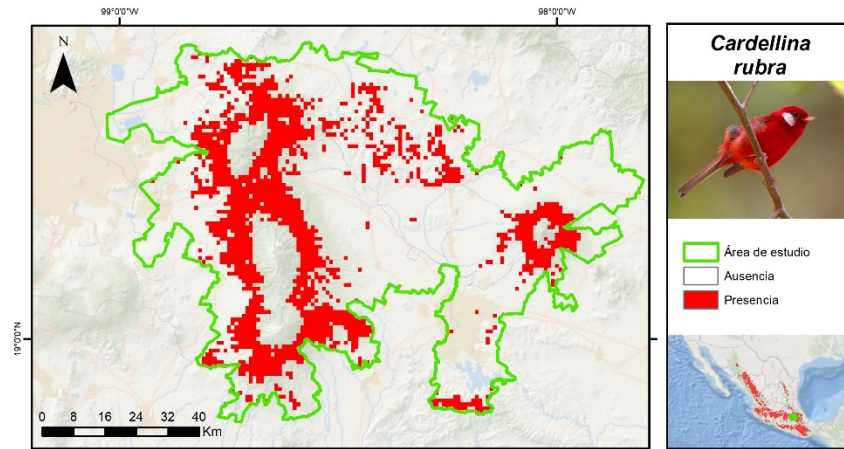


**Anexo IV. Mapas de distribución para el área de estudio considerando la cobertura vegetal y el rango altitudinal para cada especie.**

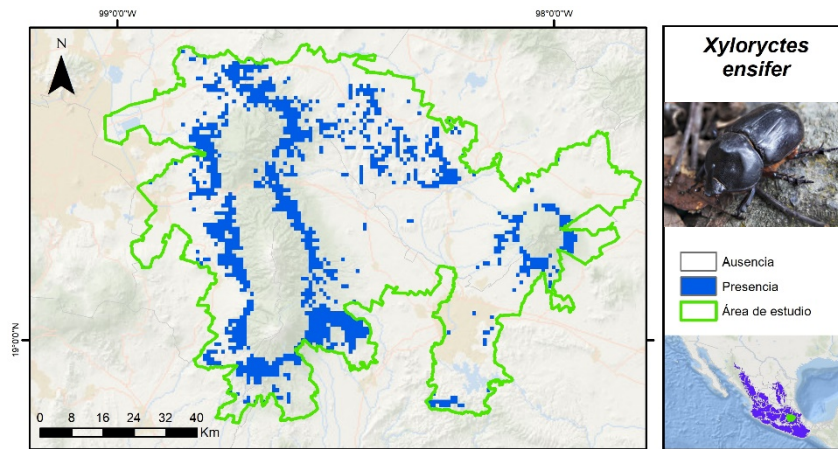
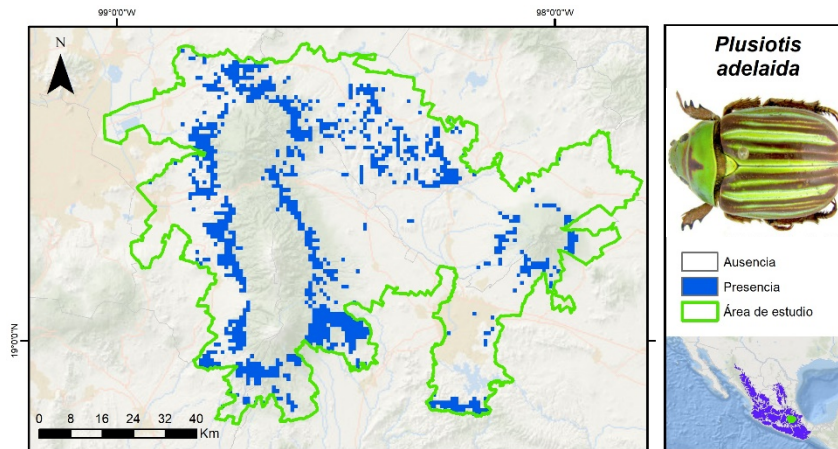
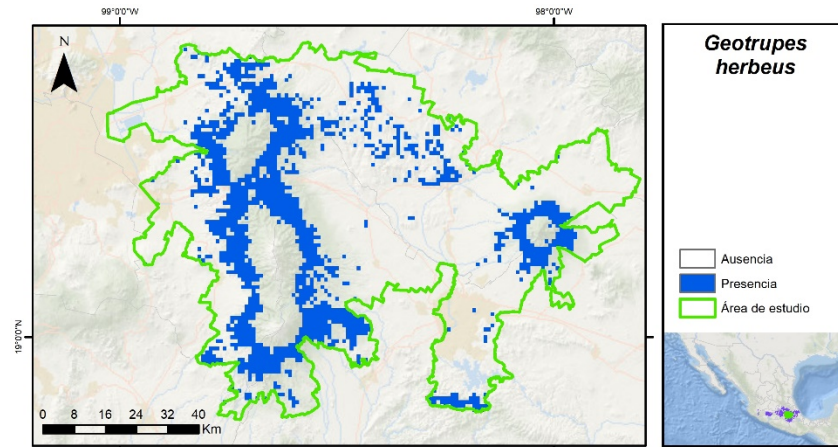
**Anfibios**



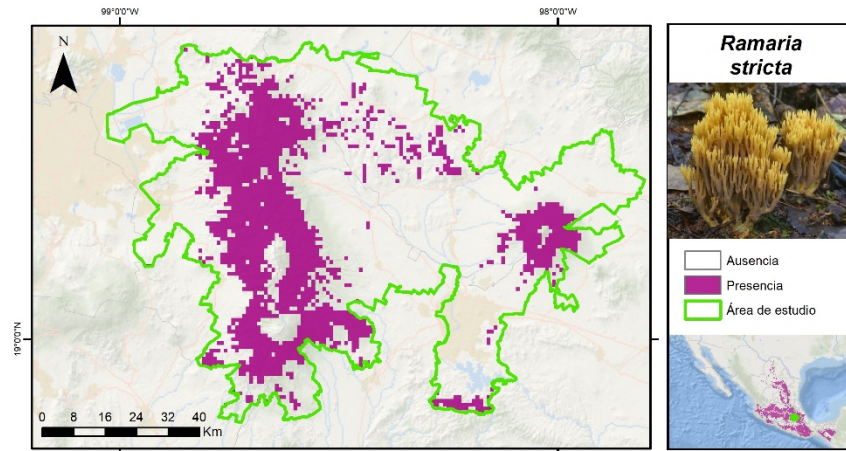
# Aves



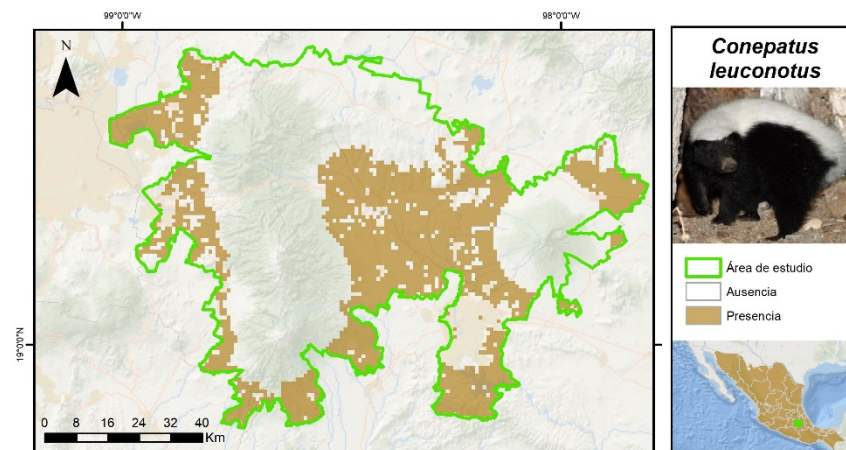
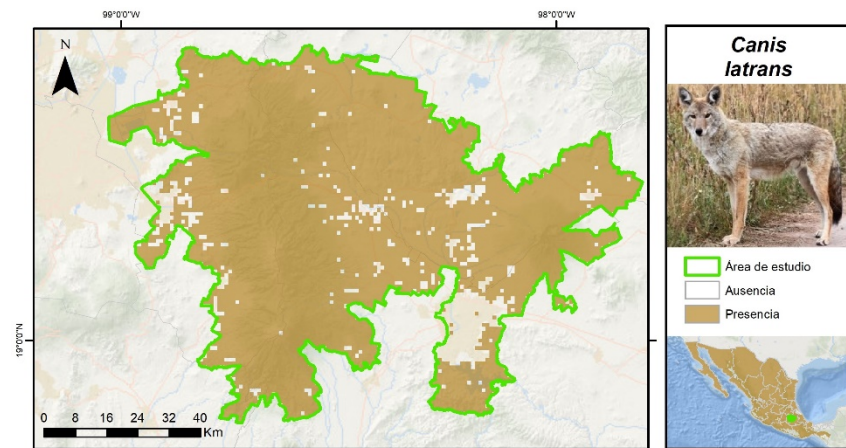
# Coleópteros

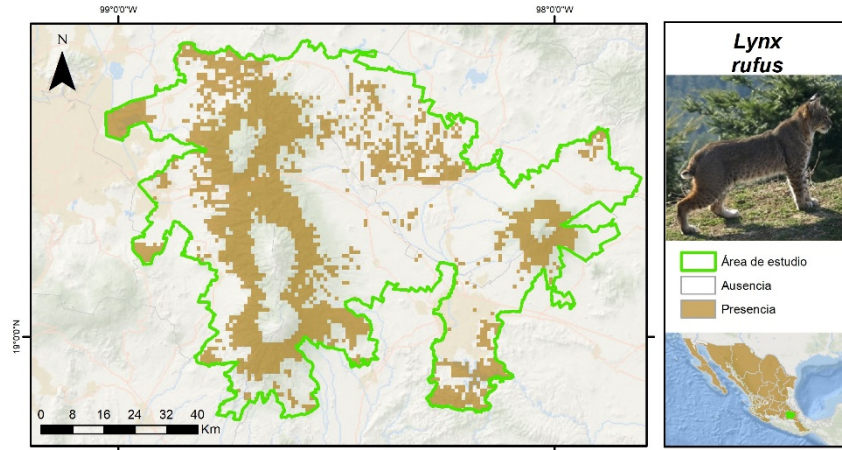


# Hongos

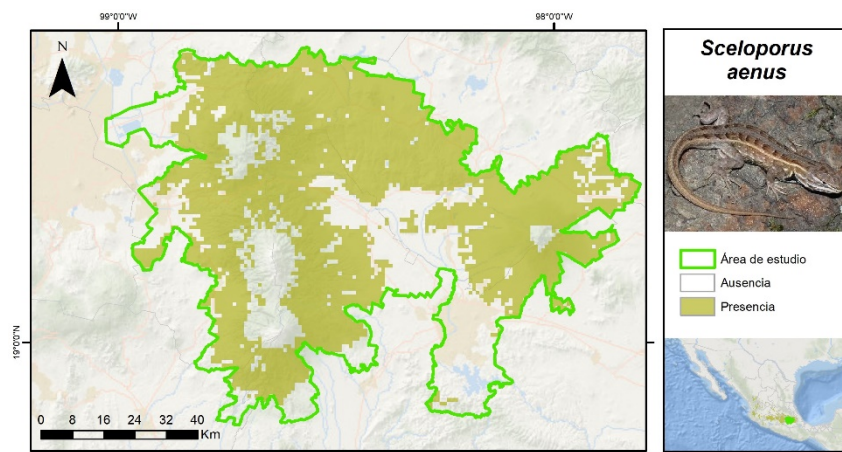
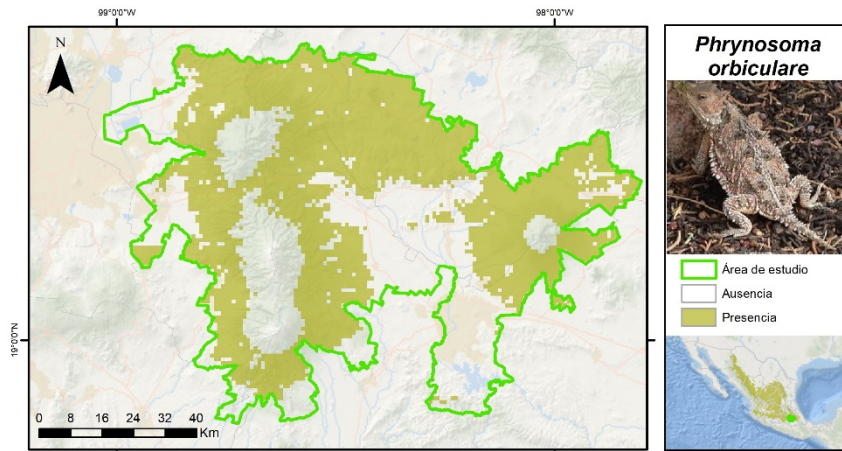


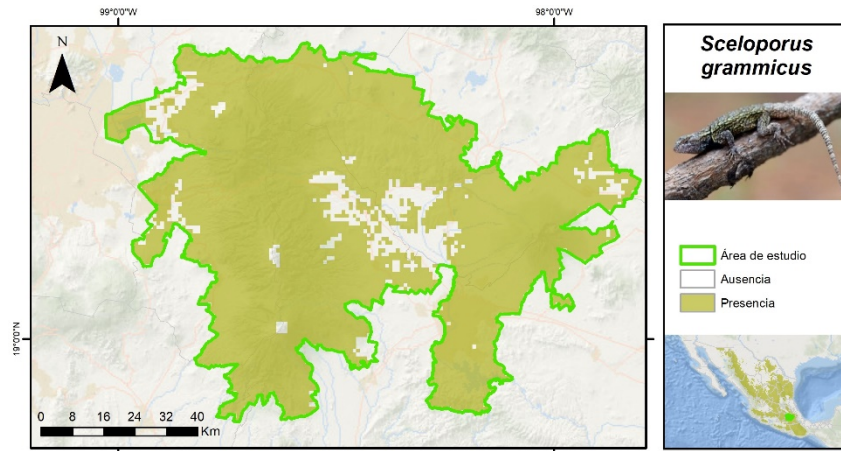
# Mamíferos medianos



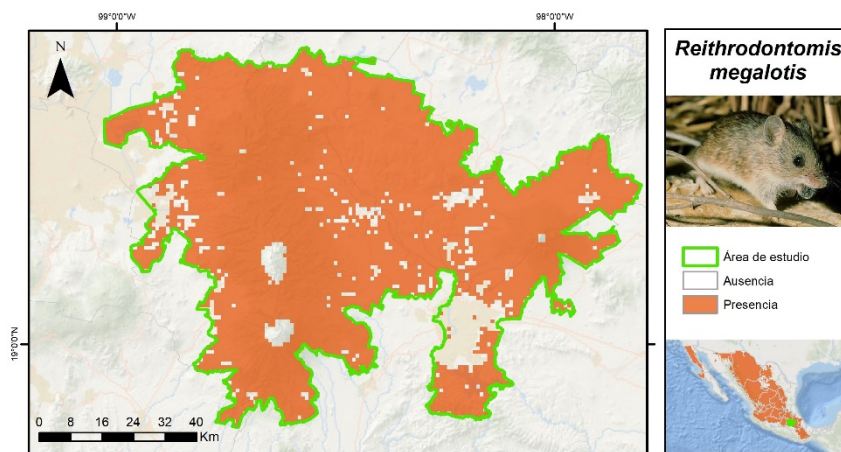
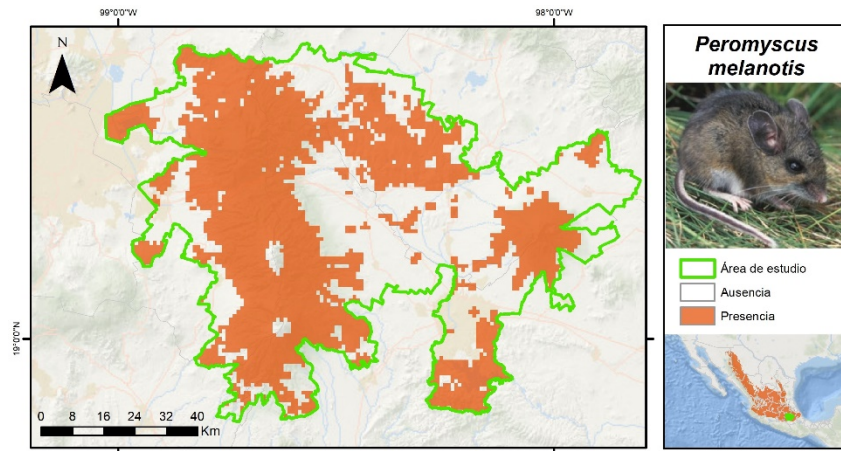


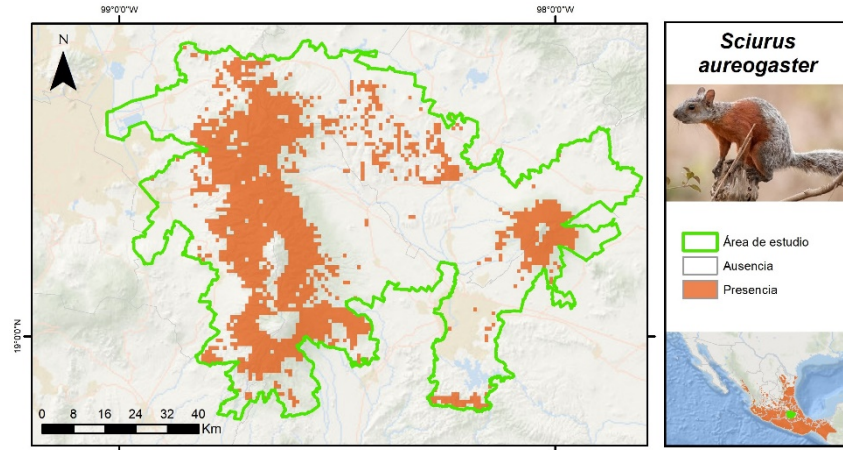
## Reptiles





**Roedores**





## Vegetación arbórea

