

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS



**DISTRIBUCIÓN DE ANFIBIOS Y SU DIVERSIDAD FILOGENÉTICA EN LA
SIERRA MADRE ORIENTAL (SMO), IDENTIFICANDO ÁREAS
PRIORITARIAS PARA LA CONSERVACIÓN**

POR

ROLANDO GUAJARDO WELSH

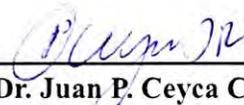
**COMO REQUISITO PARA OBTENER EL GRADO DE MAESTRÍA EN
CONSERVACIÓN FAUNA SILVESTRE Y SUSTENTABILIDAD**

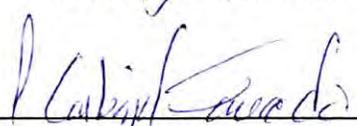
2024

**DISTRIBUCIÓN DE ANFIBIOS Y SU DIVERSIDAD FILOGENÉTICA EN LA
SIERRA MADRE ORIENTAL (SMO), IDENTIFICANDO ÁREAS
PRIORITARIAS PARA LA CONSERVACIÓN**

Comité de Tesis


Director de Tesis: **Dr. Erick C. Oñate González**


Secretario: **Dr. Juan P. Ceyca Contreras**


Vocal: **Dr. Alejandro Carbajal Saucedo**


Vocal: **Dra. Evelyn Patricia Ríos Mendoza**


Vocal: **Dr. José Gerardo Ham Dueñas**

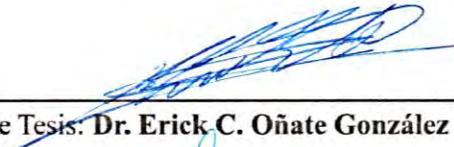

Subdirector de Posgrado: **Dra. Katiushka**



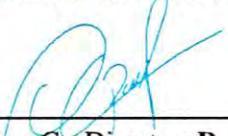
**DIRECCIÓN
DE POSGRADO**

**DISTRIBUCIÓN DE ANFIBIOS Y SU DIVERSIDAD FILOGENÉTICA EN LA
SIERRA MADRE ORIENTAL (SMO), IDENTIFICANDO ÁREAS
PRIORITARIAS PARA LA CONSERVACIÓN**

Dirección de Tesis



Director de Tesis: **Dr. Erick C. Oñate González**



Asesor Externo y Co-Director: **Dr. Luis Alexander Peña
Peniche**

DERECHOS RESERVADOS©

PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta Tesis está protegido, el uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material contenido que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde se obtuvo mencionando al autor o autores.

AGRADECIMIENTOS

Quiero expresar mi profundo agradecimiento a CONACYT (Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, ahora CONAHCYT - Consejo Nacional de Humanidades, Ciencia y Tecnología) por el invaluable apoyo económico otorgado para la realización de mi tesis de maestría. Este respaldo financiero fue fundamental para llevar a cabo la investigación que constituye el núcleo de este trabajo, permitiéndome acceder a recursos y oportunidades que de otra manera hubieran estado fuera de mi alcance.

Asimismo, deseo expresar mi sincero reconocimiento al Instituto de Ecología, A.C. (INECOL) por brindarme un entorno propicio para el desarrollo de mi proyecto. La calidad de las instalaciones y el apoyo logístico proporcionado por INECOL fueron elementos cruciales que contribuyeron al éxito de esta investigación.

Además, quiero extender mi agradecimiento a la Facultad de Ciencias Biológicas de la Universidad Autónoma de Nuevo León. La calidad de la formación académica recibida y el respaldo institucional fueron elementos esenciales para mi crecimiento como investigador.

DEDICATORIAS

Este documento lo dedico principalmente a quienes han llegado a creer en mí, notablemente mi familia y amistades.

Fue un largo camino con diferentes dificultades y pronto esta por rendir frutos. Si bien hice compañeros y amigos durante este rango académico, experimenté lo que es conocer y ser dirigido por gente no grata. Experimenté periodos oscuros y decepcionantes durante este posgrado, pero fue gracias a ellos que conocí la bondad, empatía y liderazgo de los mejores catedráticos, la Dra. Susana Favela y el Dr. Luis Alexander Peña. Fue gracias a ellos que este proyecto existió y que salió adelante.

También quiero dedicar este documento a aquellas amistades que hice durante la carrera, las MC. Katia Lizeth Treviño Cuéllar y Gloria Esparza y los Biólogos Salvador Montes, Efraín Armijo y Thania Guajardo; quienes a través de las dificultades me enseñaron conocimientos, valores y cualidades que no conocería de otra forma.

Este documento también va dirigido a mi familia, quienes me apoyaron económica y emocionalmente durante este periodo. Me han ayudado a crecer y ser la persona que soy, quienes decidieron apoyarme a pesar de las diferencias. A mi papá Rolando Guajardo, mi mamá Angelica Welsh y mi hermano Mauricio Emmanuel, los amo de todo corazón.

Finalmente, a mi esposa. Благодарю тебя, моя жена Лидия Тихомирова, не только за то, что любишь меня таким, какой я есть, но и за то, что помогаешь мне развиваться как личность. Именно благодаря тебе я делаю те шаги в повседневной жизни, которые я бы не сделал иначе. Я благодарен тебе за то, что ты – тот огонь, который подталкивает меня двигаться вперёд. За это и многое другое я люблю тебя.

ÍNDICE

ÍNDICE DE TABLAS.....	v
ÍNDICE DE FIGURAS.....	vi
ÍNDICE DE ANEXOS	viii
RESUMEN.....	ix
ABSTACT.....	x
I. INTRODUCCIÓN.....	1
II. ANTECEDENTES	3
2.1 ANFIBIOS	3
2.1.1 Orden Anura.....	3
2.1.2 Orden Caudata	3
2.1.3 Orden Gymnophiona	4
2.2 AMENAZAS PARA LOS ANFIBIOS.....	4
2.2.1 Protección de anfibios en México.....	5
2.3 SIERRA MADRE ORIENTAL	6
2.3.1 Conservación en la Sierra Madre Oriental.....	7
2.4 FILOGENIA PARA LA CONSERVACIÓN.....	10
2.5 MODELADO DE NICHOS.....	13
2.5.1 Diagrama “BAM”	14
2.6 USO DEL MODELADO	14
2.7 LATITUD Y RIQUEZA DE ESPECIES	15
III. JUSTIFICACIÓN	17
IV. HIPÓTESIS	18
V. OBJETIVO GENERAL	19
5.1 OBJETIVOS PARTICULARES	19
VI. MATERIAL Y MÉTODOS.....	20

6.1	SELECCIÓN DE DATOS PARA ESPECIES DENTRO DE LA SIERRA MADRE ORIENTAL	20
6.2	ESPECIES DE INTERÉS	20
6.3	MODELADO DE NICHOS ECOLÓGICOS.....	21
6.4	DATOS FILOGENÉTICOS.....	23
6.5	ÁREAS PARA LA CONSERVACIÓN.....	25
VII.	RESULTADOS.....	29
7.1	ESPECIES DE ANFIBIOS SELECCIONADAS	29
7.2	RELACIÓN DE ESPECIES CON ÁREAS NAURALES PROTEGIDAS.....	30
7.3	RIQUEZA POR MODELADO DE NICHOS ECOLÓGICOS.....	31
7.3.1	Riqueza de especies y Áreas Naturales Protegidas.....	31
7.4	INDICE DE DIVERSIDAD FILOGENÉTICA.....	34
7.4.1	Áreas Naturales Protegidas y Diversidad filogenética.....	34
7.5	INDICE DE RIQUEZA – DIVERSIDAD FILOGENÉTICA	36
7.5.1	Áreas Naturales Protegidas y Riqueza-Diversidad Filogenética.....	38
7.6	INDICE ED Y EDGE.....	40
7.6.1	Áreas Naturales Protegidas y ED-EDGE.....	44
7.7	Relación de índice Riqueza-Diversidad Filogenética con riesgos potenciales.....	46
7.8	Relación de Riqueza y Diversidad Filogenética con latitud.....	51
VIII.	DISCUSIÓN.....	57
IX.	CONCLUSIÓN.....	67
X.	PERSPECTIVAS	68
XI.	ANEXOS	69
11.1	Tablas	69
11.2	Tablas	72
XII.	LITERATURA CITADA	73

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1: Nombre de las Áreas Naturales Protegidas y su cobertura territorial.	8
Tabla 2: Especies de anfibios con distribución en la Sierra Madre Oriental por familia, con microendemismos y número de especies (Quintero-Vallejo & Ochoa-Ochoa, 2022; Canseco-Márquez, et al., 2004; IUCN, 2022).	9
Tabla 3: Clasificación de las especies de acuerdo con el valor de su índice.	25
Tabla 4: Categorización de segmentos longitudinales de la SMO basado en índices de riqueza, diversidad filogenética y R-DF.	27
Tabla 5: Especies analizadas para la Sierra Madre Oriental.	29
Tabla 6: Extensión de área en relación con el índice R-DF.	38
Tabla 7: Tabla Categoría de acuerdo con la IUCN (2023). Valor específico de distancia evolutiva (ED) y Distinción Evolutiva y Amenaza Global (EDGE) de acuerdo con el árbol reportado por Jetz y Pyron (2018), así como clasificación reportada en el proyecto EDGE of Existence (2020). Se resaltaron aquellos valores considerados bajo la clasificación más alta.	41
Tabla 8: Clasificación de cada especie de acuerdo con su EDGE y ED, tomando en cuenta los cuartiles para criterio de división.	42

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Ubicación de las ANP's más extensas a través de la SMO. Se distinguen aquellas que son de carácter Federal y Estatal, siendo la más amplia "Sierra Gorda" ubicada en el centro de la SMO.....	9
Figura 2: Diagrama BAM de Soberón et al. 2005. Donde A simboliza las variables abióticas, B las variables bióticas y M el área de accesibilidad; G_0 se define como las áreas ocupadas y G_1 como aquella región con condiciones favorables, pero no ocupada actualmente.....	14
Figura 3: Distribución de la clasificación de áreas de acuerdo con su latitud.....	28
Figura 4: Porcentaje del área de la distribución potencial de especies de anfibios dentro de las ANP's de la Sierra Madre Oriental.	30
Figura 5: Gradiente de riqueza de especies potencial de anfibios en la Sierra Madre Oriental.	31
Figura 6: Relación de las Áreas Naturales Protegidas de los todos los niveles y las áreas con mayor riqueza de especies de anfibios.	32
Figura 7: Riqueza de especies dentro de Áreas Naturales Protegidas en la Sierra Madre Oriental.	33
Figura 8: Mapa que muestra los valores de diversidad filogenética en la Sierra Madre Oriental.	34
Figura 9: Distribución diversidad filogenética en relación con la distribución de Áreas Naturales Protegidas.	35
Figura 10: Índice de diversidad filogenética dentro de Áreas Naturales Protegidas dentro de la Sierra Madre Oriental.	36
Figura 11: Distribución de valores para el índice R-DF en la Sierra Madre Oriental.....	37
Figura 12: Distribución de las áreas en relación con el índice R-DF: A) Para valores 0 – 0.25, B) Para valores 0.25 – 0.5, C) Para valores 0.5 – 0.75, D) Para valores 0.75 – 1.....	38
Figura 13: Distribución R-DF en relación con la distribución de Áreas Naturales Protegidas.	39
Figura 14: Valores de R-DF en Áreas Naturales Protegidas.....	40

Figura 15: La distribución de las especies de acuerdo con su valor para los índices ED y EDGE. A) Número de especies con altos valores para ED. B) Número de especies con altos valores para EDGE. C) Número de especies con valores intermedios para ED. D) Número de especies con valores intermedios para EDGE. E) Número de especies con valores bajos para ED. F) Número de especies con valores bajos para EDGE.....	43
Figura 16: Presencia potencial de especies con valores ED y EDGE altos para cada ANP.	45
Figura 17: Áreas de riesgos potenciales por uso de suelo en relación con índice R-DF.....	46
Figura 18: Área de riesgos potenciales por riesgo de sequía en relación con índice R-DF.	47
Figura 19: Porcentaje de uso de suelo dentro de la Sierra Madre Oriental.	48
Figura 20: Mapa de distribución de uso de suelo dentro de la Sierra Madre Oriental de acuerdo con el índice R-DF: A) Para valores 0 – 0.25, B) Para valores 0.25 – 0.5, C) Para valores 0.5 – 0.75, D) Para valores 0.75 – 1.....	49
Figura 21: Porcentaje de riesgo de sequía dentro de la Sierra Madre Oriental.	50
Figura 22: Mapa de distribución de riesgo de sequía dentro de la Sierra Madre Oriental de acuerdo con el índice R-DF: A) Para valores 0 – 0.25, B) Para valores 0.25 – 0.5, C) Para valores 0.5 – 0.75, D) Para valores 0.75 – 1.....	51
Figura 23: Mapa de distribución de la riqueza de especies con respecto a la latitud.	52
Figura 24: Mapa de distribución de la diversidad filogenética con respecto a la latitud.	53
Figura 25: Mapa de distribución de la relación Riqueza-Diversidad Filogenética de especies con respecto a la latitud.	54
Figura 26: Distribución de la riqueza de especies con respecto a la latitud.	54
Figura 27: Relación de diversidad filogenética con latitud.....	55
Figura 28: Relación de Riqueza - Diversidad Filogenética con latitud.....	56

ÍNDICE DE ANEXOS

ANEXO: Tabla 1: Especies de anfibios con distribución en la SMO de acuerdo con Canseco-Márquez, et al., 2004 y IUCN, 2022.	69
ANEXO: Tabla 2: Índice de Diversidad Evolutiva (DE) para las especies descartadas utilizando el árbol filogenético descrito por Jetz y Pyron (2018).	70
ANEXO: Tabla 3: Valores de Riqueza, DE, EDGE y R-DF, para las ANP's.	71
ANEXO: Figura 1: Relación entre Diversidad Filogenética y Riqueza.	72

RESUMEN

La Sierra Madre Oriental es una región montañosa de gran importancia biológica debido a su diversidad de especies de plantas y animales, que incluye ecosistemas que van desde bosques templados hasta selvas tropicales. Esta diversidad única es esencial para mantener la estabilidad de los ecosistemas circundantes y para proteger a las especies en peligro de extinción. Sin embargo, la región enfrenta amenazas que están causando una grave degradación del hábitat. Los anfibios, en particular, se ven afectados, ya que al menos el 54% de ellos están en riesgo según la IUCN. Por lo tanto, el objetivo de este trabajo es identificar las áreas prioritarias para la conservación de los anfibios en la Sierra Madre Oriental, teniendo en cuenta tanto su cantidad como su diversidad filogenética. Se determinaron las áreas potenciales para la conservación de anfibios en la Sierra Madre Oriental, utilizando modelos de distribución potencial usando el algoritmo de elipsoides de volumen mínimo y se evaluaron tanto aspectos filogenéticos como ecológicos. Finalmente, se utilizaron los criterios mencionados anteriormente para identificar las áreas donde los anfibios tienen los índices más altos para cada categoría de riesgo. Se identificaron áreas con una riqueza máxima de 19 especies de anfibios en la SMO, principalmente al sur y al este de la región, se destacó la importancia de las Áreas Naturales Protegidas (ANP), dentro de las cuales destacaba "El Cielo" por sus altos índices de riqueza y diversidad filogenética. Las especies con mayor índice de Distinción Evolutiva (ED) fueron *Eleutherodactylus verrucipes*, *Eleutherodactylus longipes* y *Lithobates johni*, mientras que las especies con mayor índice de Distinción Evolutiva con Amenaza Global (EDGE) fueron *Sarcohylla charadricola* seguido de nuevo por *Eleutherodactylus longipes* y *Eleutherodactylus verrucipes*. Se encontró una relación inversa entre la latitud geográfica y las zonas con alta riqueza y diversidad filogenética. Con todo lo anterior se concluyó la importancia para la conservación del área sur de la SMO. También se discute la amenaza que representa la urbanización y la fragmentación del hábitat a través de calles y carreteras. Se enfatizaron los beneficios ecológicos y económicos que puede tener la conservación de especies de distribución restringida.

ABSTRACT

The Sierra Madre Oriental (SMO) is a mountainous region of great biological significance due to its diversity of plant and animal species, encompassing ecosystems ranging from temperate forests to tropical jungles. This unique diversity is essential for maintaining the stability of surrounding ecosystems and protecting endangered species. However, the region faces threats causing severe habitat degradation. Amphibians are affected, with at least 54% of them at risk according to the IUCN. Therefore, the aim of this work is to identify priority areas for amphibian conservation in the SMO, considering both their abundance and phylogenetic diversity. Potential areas for amphibian conservation in the SMO were determined using potential distribution models employing the minimum volume ellipsoid algorithm, and both phylogenetic and ecological aspects were assessed. Finally, these criteria were used to identify areas where amphibians have the highest indices for each risk category. Areas with a maximum richness of 19 amphibian species in the SMO were identified, mainly to the south and east of the region, emphasizing the importance of Protected Natural Areas (ANP), with "El Cielo" standing out for its high richness and phylogenetic diversity indices. Species with the highest Evolutionary Distinctiveness (ED) index were *Eleutherodactylus verrucipes*, *Eleutherodactylus longipes*, and *Lithobates johni*, while species with the highest Evolutionary Distinctiveness with Global Threat (EDGE) index were *Sarcohyala charadricola* followed by *Eleutherodactylus longipes* and *Eleutherodactylus verrucipes*. An inverse relationship between geographical latitude and areas with high richness and phylogenetic diversity was found. With all of the above, the importance for the conservation of the southern area of the SMO was highlighted. The threat posed by urbanization and habitat fragmentation through streets and roads is discussed. The ecological and economic benefits of conserving species with restricted distribution are emphasized.

I. INTRODUCCIÓN

México ocupa el quinto lugar mundial en riqueza de anfibios (IUCN, 2022), subrayando un compromiso clave para su protección debido a su importancia biológica y cultural. Con 234 especies de Anura, 137 de Caudata y 2 de Gymnophiona en México, estos animales desempeñan un papel esencial al transferir nutrientes y participar en las redes tróficas (Parra-Olea et al., 2014). Sin embargo, enfrentan amenazas significativas por actividades humanas como la destrucción de hábitat y el cambio climático, así como infecciones fúngicas emergentes (*Batrachochytrium dendrobatidis* y *B. salamandrivorans*) (Basanta et al. 2019; Collins & Storfer, 2003). A pesar de la protección normativa, muchas especies de anfibios, incluso microendémicas, están en riesgo, y la falta de información sobre el 14% de las especies en 2014 resalta la urgencia de la situación (Parra-Olea et al., 2014). El riesgo se intensifica para especies altitudinales, que se ven afectadas por alteraciones en sus ecosistemas, como el desplazamiento hacia altitudes superiores (Cordier et al., 2020).

La Sierra Madre Oriental (SMO) ha perdido el 30% de la vegetación total debido al cambio en el uso del suelo (Moreno-Talamantes et al., 2012; Suárez-Mota et al., 2017), poniendo en riesgo al menos 80 especies de anfibios (Canseco-Márquez et al., 2004; IUCN, 2022). Entre estas, destacan especies prioritarias como la salamandra pies planos arborícola (*Chiropterotriton arboreus*), salamandra pies planos de caverna (*Chiropterotriton mosaueri*), salamandra terrestre hidalguense (*Chiropterotriton terrestris*), rana chirriadora de la Sierra Madre Oriental (*Eleutherodactylus dennisi*), sapo de cresta grande (*Incilius cristatus*), rana de la Huasteca (*Lithobates johni*) y rana poblana (*Lithobates pueblae*), clasificadas según criterios de Quintero-Vallejo y Ochoa-Ochoa (2022) que consideran la IUCN, NOM-059-SEMARNAT-2010, el tamaño de su área de distribución, microendemismo y uso de suelo. Estas especies cuentan con menos de 100 registros de localidades, resaltando la escasa información sobre su distribución. Aunque parezca limitado, especialmente para especies influenciadas principalmente por factores geográficos, este número es suficiente para determinar su distribución potencial (Mota-Vargas & Rojas-Soto, 2012). Dada la especificidad ambiental y las perturbaciones antropogénicas constantes, la

identificación de áreas de conservación es crucial para asegurar su supervivencia a largo plazo (Diele-Viegas et al., 2020).

El desafío de la información limitada sobre distribuciones y etología de anfibios se aborda mediante modelos de Nicho Ecológico y Distribución de Especies, especialmente modelos de distribución potencial (Peterson & Soberón, 2012). Conocer las distribuciones es clave para identificar áreas críticas, entender ecología y comportamiento, y desarrollar estrategias de conservación (Pineda & Lobo, 2009).

El cambio global afecta a los anfibios en tasas de supervivencia individual, dinámicas demográficas, riqueza y diversidad funcional (Huang et al., 2013; Lukoschek et al., 2013; Lemes & Loyola, 2013). La Diversidad Filogenética (DF) es capaz de conectar riqueza y evolución, analizando las relaciones evolutivas entre especies (Llopis-Belengue et al., 2018; Webb et al., 2002). Por otro lado, la diversidad funcional, clave para entender cómo las especies influyen en la biodiversidad, se mide por riqueza funcional, uniformidad y divergencia funcionales (Tilman, 2001; Mouchet et al., 2010). Aunque este último concepto se asocia a menudo con la diversidad filogenética, la "apuesta filogenética" indica que esta relación no siempre está presente (Lourenço-de-Moraes et al., 2019; Mazel et al., 2018). Este índice de diversidad filogenética incorpora procesos evolutivos y ecológicos en decisiones de conservación, relacionando la estabilidad del ecosistema con cambios evolutivos (Lourenço-de-Moraes et al., 2019). Además, permite explorar la redundancia funcional dentro de las especies analizadas (Ricotta et al., 2018).

En el presente estudio, se identificaron las áreas de importancia para la conservación de anfibios dentro de la SMO, con el objetivo de proteger su diversidad, apoyar decisiones de conservación y promover la investigación científica en estas áreas críticas, utilizando factores filogenéticos y ecológicos para tomar en cuenta aquellas que presenten valores más altos de riqueza, diversidad filogenética, distinción evolutiva y amenaza global. Para ello se utilizaron las bases de datos de registros de las diferentes localidades de especies de anfibios en la SMO y las bases bioinformáticas para establecer los diferentes índices filogenéticos. Posteriormente, se crearon modelos de distribución para evaluar la riqueza de especies en la SMO, y se estableció una relación entre esta riqueza y la diversidad filogenética.

II. ANTECEDENTES

2.1 ANFIBIOS

Los anfibios actuales pertenecen a la subclase *Lissamphibia* que se caracterizan por ser un grupo de vertebrados con piel lisa y muy vascularizada, así como la ausencia de pelaje, escamas o plumas. Durante su desarrollo producen huevos sin membranas extraembrionarias (Duellman & Trueb, 1994) que depositan dentro de cuerpos de agua o en lugares con elevados niveles de humedad. El grupo está compuesto por tres órdenes, cada uno de ellos con diferentes características e historia evolutiva específica. México cuenta con alrededor de 234 ranas y sapos (Anura), 137 salamandras y tritones (Caudata) y 2 cecilias (Gymnophiona) (Parra-Olea et al., 2014). Por motivos de simplificación, se utilizará el término anfibio para hacer referencia al grupo anteriormente descrito, aunque debe destacarse que el orden Amphibia incluye grupos extintos que no comparten las características antes mencionadas

2.1.1 Orden Anura

Este es el grupo de anfibios más abundante, siendo descrito con alrededor de 7,500 especies y un aproximado de 54 familias, de las cuales 12 se encuentran en México (AmphibiaWeb, 2022). Las especies de este orden poseen cuatro extremidades de las cuales, las posteriores suelen ser más largas; presentan un tronco corto, así como diferentes adaptaciones óseas (en columna, cintura pectoral, cintura pélvica y extremidades) para el salto. En cuanto al aspecto reproductivo, muestran un método de fecundación externa y suelen presentar metamorfosis. Pueden presentar hábitos acuáticos, terrestres, fosoriales o arborícolas (Halliday & Adler, 2007).

2.1.2 Orden Caudata

Este grupo de anfibios cuenta con un aproximado de 774 especies y 10 familias de las cuales cuatro se encuentran en México (AmphibiaWeb, 2022). Los individuos del orden Caudata se caracterizan por tener un cuerpo alargado, una cola extensa y dos pares de extremidades de tamaño similar. Según sus características adaptativas pueden ser acuáticos o terrestres (Heyer, et al., 2001). Las poblaciones con organismos acuáticos pueden habitar en ríos, lagos, corrientes de montaña, charcas y cuevas subterráneas, llegando a depender de una respiración

pulmonar o mediante branquias externas. Mientras que los organismos terrestres pueden presentar respiración dérmica y/o pulmonar, pudiendo habitar en troncos, debajo de rocas, algunos excavan en el suelo y otros pueden trepar árboles (Halliday & Adler, 2007).

2.1.3 Orden Gymnophiona

Los cecílicos poseen aproximadamente 215 especies y 10 familias con solo una de ellas presente en México (AmphibiaWeb, 2022). Este grupo de anfibios también es capaz de llevar a cabo metamorfosis, aunque algunos la experimentan durante su fase de huevo. Mayoritariamente terrestres, utilizan su cuerpo alargado, delgado y anillado con ausencia de extremidades para cavar (Halliday & Adler, 2007).

2.2 AMENAZAS PARA LOS ANFIBIOS

Actualmente los anfibios están pasando por una crisis de extinción; han sido descritos como el grupo de vertebrados más amenazado en el mundo, con el 40% de sus especies en riesgo de extinción (Parra-Olea et al., 2014; IUCN, 2022). Entre las principales amenazas se encuentran: la destrucción de hábitat, explotación de recursos naturales, introducción de especies exóticas, el cambio climático global y las enfermedades infecciosas emergentes (Adams, 2000; Becker et al., 2007; Collins & Storfer, 2003). Sin embargo, diferentes estudios han reportado que tanto en México como en el mundo la principal causa de pérdida de especies es la destrucción de su hábitat en sinergia con diferentes actividades antropogénicas (AmphibiaWeb, 2022; Mayani-Parás et al., 2019; Parra-Olea et al., 2014; IUCN, 2022), ya que tan solo en la zona sur de la Sierra Madre Oriental (SMO) se ha descrito una clara tendencia al aislamiento de la vegetación original, asociada a factores culturales y antrópicos que generan cambios de uso hacia actividades agrícolas, ganaderas, de extracción forestal, entre otras (Castro-Navarro et al., 2017).

Otra de las principales amenazas para los anfibios es la infección por hongos quitridiomicetos, específicamente del género *Batrachochytrium*. Si bien son diversas las causas que influyen en la propagación de esta infección, los principales factores abióticos involucrados son las condiciones ambientales, altitud, temporada, exposición a radiación UV y la presencia de agroquímicos; mientras que los bióticos no se limitan a la presencia de

especies invasoras como vectores transmisores. Existen casos de especies tolerantes en las cuales la inmunidad puede adaptativa e innata, es decir que son capaces de resistir la infección por su sistema inmune o diferentes características únicas de la especie (que a su vez varía a través de las diferentes etapas y edades de los individuos) así como la presencia de otros patógenos. Esta inmunidad permite el contagio del patógeno sin que el portador se vea afectado o manifieste signos de malestar (Fisher & Garner, 2020). Esto en conjunto con la creciente actividad antropogénica, crea una amenazante sinergia para los anfibios (Quintero-Vallejo & Ochoa-Ochoa, 2022).

2.2.1 Protección de anfibios en México

A pesar de las diferentes complicaciones que se experimentan para proteger a este grupo de vertebrados, tales como la carencia de información sobre sus hábitos, dieta, distribución y su alta sensibilidad ambiental, se han realizado múltiples esfuerzos a nivel mundial para su conservación, entre las que destacan la formación de Áreas Naturales Protegidas (ANP) y la creación de planes de acción (Gascon, et al. 2007). Sin embargo, en México estos esfuerzos no son suficientes, ya que al menos un 59% de las especies de anfibios se encuentran bajo alguna categoría de riesgo ante la lista roja de la IUCN (2022) y el 46% se encuentra listada bajo alguna categoría de riesgo en la NOM-059-SEMARNAT-2010. Tomando en cuenta que México ocupa el quinto lugar mundial en endemismos para anfibios (IUCN, 2022), es necesario desarrollar nuevos planes de conservación que tomen en cuenta los diferentes índices para el análisis de la información genética y los aspectos de diversidad filogenética y distinción evolutiva, debido a su importancia en la biodiversidad, el equilibrio ecológico, y como un ejemplo global de conservación. Estos conceptos permiten integrar el análisis de riqueza de especies y relacionarlo con la diversidad funcional, así como la vulnerabilidad que podría presentar una especie (Cutter, 2013). Pero para dar fundamentos a estos planes se necesita primero esclarecer la situación actual que experimentan los anfibios dentro de México, así como informar y concientizar a la población.

En México, la pérdida y fragmentación del hábitat es el factor que más ha influido en el declive de anfibios (Becker et al., 2007). Este dato se ve respaldado con la investigación de Quintero-Vallejo y Ochoa-Ochoa (2022) que menciona que un 99% de los anfibios de

México habita en zonas con vegetación secundaria, modificada o antropizada. Este mismo estudio destaca que en México más del 25% de especies de anfibios cubren las primeras dos categorías de prioridad (criterio derivado de su área de cobertura, uso de suelo, presencia en ANP y categoría ante la IUCN y NOM-059-2010) indicando una clara vulnerabilidad para gran parte de las poblaciones de anfibios.

2.3 SIERRA MADRE ORIENTAL

La Sierra Madre Oriental, es una cordillera ubicada en México que se extiende desde el sur del río Bravo hasta el Eje Neovolcánico, a lo largo de los estados de San Luis Potosí, Coahuila de Zaragoza, Nuevo León, Tamaulipas, Guanajuato, Querétaro de Arteaga, Hidalgo, Heroica Puebla de Zaragoza y Veracruz de Ignacio de la Llave, y abarca 45,231.92 km² de cobertura (Castro-Navarro et al., 2017) esta provincia fisiográfica ha tomado especial interés por su diversidad climática y presencia de especies endémicas (Luna Vega et al., 2004) y su historia geológica (Eguiluz de Antuñano et al., 2000; Ferrusquía-Villafranca et al., 2016).

Esta provincia se caracteriza por la gran riqueza de condiciones climáticas que posee, sus diversos cuerpos de agua y sus bosques, lo cual propicia zonas de transición entre tipos de vegetación en donde hay un flujo más intenso de especies (Salinas Rodríguez, 2018). Además, se distingue por su alta biodiversidad florística, con aproximadamente 6,600 especies nativas, y la mayoría de su composición de biomas se caracteriza por sus altos contrastes entre matorral xerófilo y bosque templado (Suárez-Mota et al., 2017). La Sierra Madre Oriental actúa como una barrera que atrapa la humedad proveniente del Golfo de México y restringe su paso hacia el centro del país. Esto fomenta, mediante el efecto conocido como "sombra orográfica", el desarrollo de ecosistemas tropicales y templados adaptados a condiciones de humedad en la vertiente oriental, mientras que la vertiente occidental se caracteriza por ecosistemas áridos adaptados a prolongados periodos sin lluvia (Rzedowski, 1978).

La colonización humana ha tenido diferentes impactos en la biodiversidad, tanto positivos como negativos. En algunas áreas, el terreno accidentado ha actuado como una barrera natural que limita las actividades humanas, lo que ha resultado en la conservación de la biodiversidad. En otros casos, las comunidades humanas han desarrollado una estrecha

relación con los ecosistemas y, a través de la domesticación de plantas, han fomentado la diversidad agrícola (Valle, et al., 2012). Según el informe de uso del suelo del INEGI en 2018, se identificaron, 34 tipos de vegetación primaria 37 tipos de vegetación secundaria y 13 de origen antropogénico en la zona. Estos diferentes tipos de vegetación, el terreno accidentado, las condiciones ambientales, sumados a que la Sierra Madre Oriental ha sido considerada como un refugio pleistocénico para especies que migraron a las montañas, deriva en una región altamente diversa y rica en biodiversidad, donde numerosas especies han encontrado un ambiente propicio para su supervivencia y evolución (Flores-Villela & Martínez-Salazar, 2009; Montalvo-Fernández et al., 2019) Sin embargo, estos ambientes enfrentan desafíos significativos debido al cambio climático, especialmente para las especies adaptadas a climas templados (Nogués-Bravo et al., 2007).

2.3.1 Conservación en la Sierra Madre Oriental

La SMO cuenta con 31 ANP's, de las cuales 11 son Federales, 14 Estatales, 5 Municipales y solo una Ejidal (CONANP, 2022; CONABIO, 2020). Todas poseen diferentes coberturas, donde la ANP con mayor cobertura es "Sierra Gorda" con 3,840 km² y la menor "Plan Grande" con 0.03 km². (Tabla 1, Figura 1).

A pesar de contar con 11 ANP's a nivel federal (CONANP, 2022) esto solamente refleja un 10.65% (4,818.31 km²) de la totalidad de la provincia geográfica de SMO (Koleff & Moreno, 2005). Además, estos esfuerzos no han sido suficientes ya que la SMO ha perdido un 30% de su vegetación total en las últimas décadas, principalmente por las actividades antropogénicas (Suárez-Mota et al., 2017). Lo que ha afectado la distribución y comportamiento de las poblaciones de anfibios debido a que sus características fisionómicas, sus rangos de tolerancia, tasa de dispersión y viabilidad reproductiva los hacen más susceptibles a las actividades de origen antropogénico (Cushman, 2006). A pesar de ello, se ha reportado la presencia de al menos 80 especies de anfibios dentro Sierra Madre Oriental (Tabla 2; ANEXO: Tabla 1) (Canseco-Márquez, et al., 2004; IUCN, 2022).

Tabla 1: Nombre de las Áreas Naturales Protegidas y su cobertura territorial.

Nombre	Jurisdicción	Área (Km²)
Área Natural Protegida Altas Cumbres	Estatal	315.67
Arroyo Nogales	Ejidal	1.65
Barranca de Metztitlán	Federal	961.17
Cuenca Alimentadora del Distrito Nacional de Riego 026 Bajo Río San Juan	Federal	1,972.89
Cerro de la Silla	Federal	60.42
Cerro el Aguacatillo	Municipal	0.48
Cerro El Potosí	Estatal	9.81
Chicamole	Municipal	1.75
Cruz de Plata	Municipal	4.75
Cúmbres de Monterrey	Federal	1,774.59
Dr. Mario Molina-Pasquel	Estatal	15.93
El Chico	Federal	27.42
El Cielo	Estatal	1,388.77
El Potosí	Federal	20.01
Finca Tegolome	Estatal	0.06
La Purísima	Estatal	8.62
Los Mármoles	Federal	235.00
Parque Estatal Bosque El Hiloche	Estatal	1.00
Pinal del Zamorano	Estatal	138.68
Plan Grande	Municipal	0.03
Real de Guadalcázar	Estatal	2,570.59
Sandía El Grande	Estatal	18.82
Santa Marta de Abajo	Estatal	0.22
Sierra Cerro de la Silla	Estatal	106.16
Sierra de Álvarez	Federal	141.00
Sierra Gorda	Federal	3,840.55
Sierra Gorda de Guanajuato	Federal	2,362.88
Zona Protectora Forestal Vedada Cuenca Hidrográfica del Río Necaxa	Federal	421.53
Zacatepec	Municipal	0.16
Zapalinamé	Estatal	253.77
Zona de Restauración Zapalinamé	Estatal	15.74

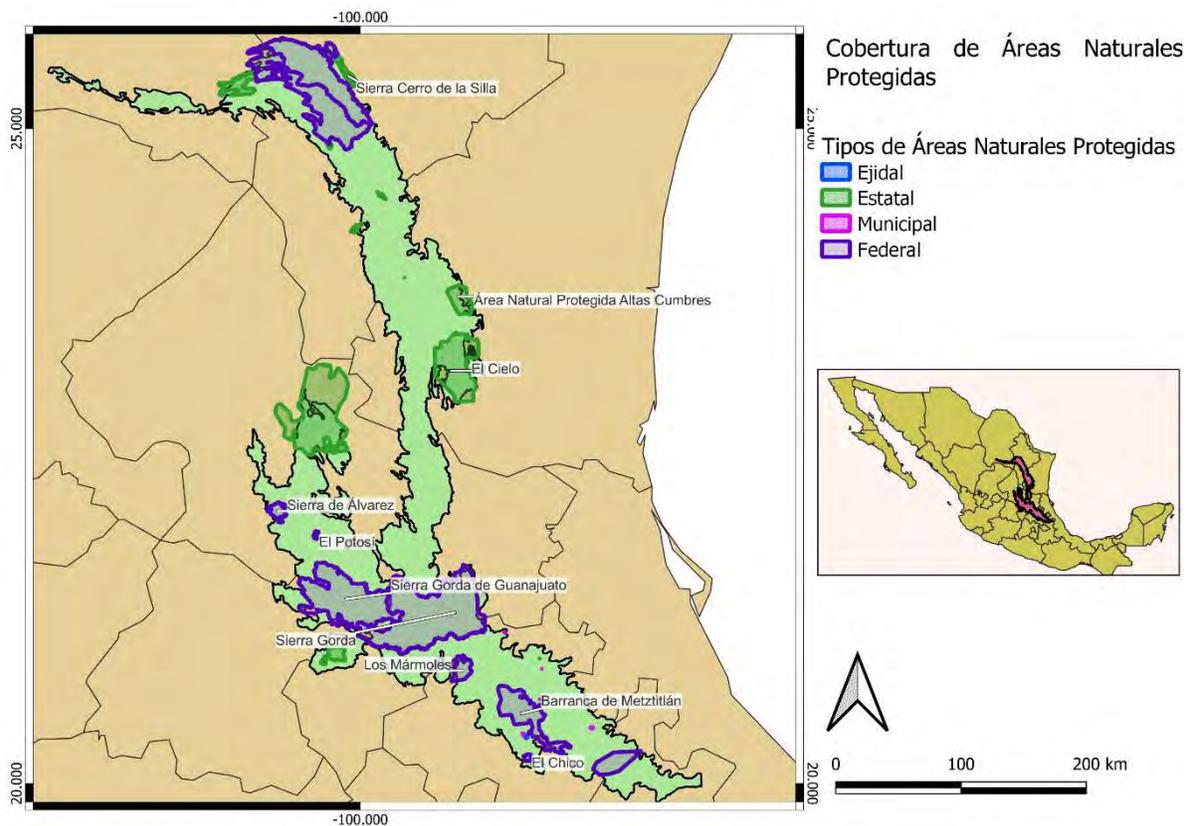


Figura 1: Ubicación de las ANP's más extensas a través de la SMO. Se distinguen aquellas que son de carácter Federal y Estatal, siendo la más amplia "Sierra Gorda" ubicada en el centro de la SMO.

Tabla 2: Especies de anfibios con distribución en la Sierra Madre Oriental por familia, con microendemismos y número de especies (Quintero-Vallejo & Ochoa-Ochoa, 2022; Canseco-Márquez, et al., 2004; IUCN, 2022).

Orden	Familia	Microendemismos	Total de especies
<i>Anuros</i>	Bufo	1	9
	Craugastor	0	7
	Eleutherodactyl	0	7
	Hyla	1	17
	Leptodactyl	0	1
	Microhyla	0	3
	Phyllomedusa	0	1
	Rana	1	7
	Rhinophryn	0	1
	Scaphiopus	0	3
	<i>Caudata</i>	Ambystoma	0
Plethodon		10	25

2.4 FILOGENIA PARA LA CONSERVACIÓN

A lo largo del tiempo, los componentes que conforman el concepto de biodiversidad han experimentado cambios significativos (Pickett & Cadenasso, 2002). Sin embargo, para dar respuesta a la pregunta de ¿cómo se evalúa la biodiversidad? es fundamental definir la escala espacial, la zona geográfica y el período temporal específicos. Ya que existen distintos tipos de escalas que se consideran al estudiar la biodiversidad, como las diversidades alfa, beta y gamma (Whittaker, 1960). La diversidad alfa es aquella que comúnmente se refiere a la riqueza de especies, o a la cantidad de especies dentro de una comunidad a pequeña escala. La diversidad beta es aquella que analiza el recambio de especies (ganancia y pérdida), así como su anidamiento (Calderón-Patrón et al., 2012). La diversidad gamma es aquella que describe a las especies a través de un área geográfica grande, tanto que puede contener diferentes ecorregiones o incluso países (Andermann et al., 2022).

Además de estos enfoques en el análisis de la diversidad, es necesario considerar a la DF como un *proxy* de la funcionalidad ecológica. Esta describe la cantidad total de distancia filogenética entre las especies en una comunidad (Winter et al., 2013). Aunque la riqueza de especies tiene en cuenta aspectos ecológicos al considerar qué especies están presentes en una ubicación específica, es esencial reconocer que esta medida no proporciona una comprensión completa de las condiciones de una comunidad. No se tienen en cuenta las funciones ecosistémicas individuales que cada especie desempeña, las cuales son cruciales para el funcionamiento de su entorno, ni la vulnerabilidad de la comunidad ante diversas amenazas. Por ello existen otras variables igualmente relevantes a las ya consideradas por la diversidad alfa, beta y gamma, como la filogenética entre las especies de una región (P. M. Chapman et al., 2018; Winter et al., 2013).

La DF se convierte en un factor fundamental para enriquecer la relevancia de los estudios ecológicos. Al incorporar un contexto evolutivo, se obtiene una perspectiva más completa, ya que las similitudes en los rasgos genéticos entre individuos de una misma especie a menudo indican una cercanía en su origen evolutivo. En este sentido, se ha asumido que el análisis de la diversidad filogenética debe reflejar de alguna manera la variedad funcional de las especies. Aunque no sea idéntico al papel que desempeñan las especies en un ecosistema,

puede ser utilizado para inferir sus diferentes roles funcionales. Se parte del supuesto de que aquellas especies con índices de cercanía filogenética o evolutiva similares desempeñan funciones ecológicas similares, mientras que las que tienen valores más distantes cumplen funciones diferentes (Lean & Maclaurin, 2016).

No obstante, no siempre se cumple esta relación, y esta suposición se conoce como la "apuesta filogenética" (Mazel et al., 2018). Estas relaciones se refieren a las conexiones evolutivas entre diferentes grupos de especies sin necesariamente implicar interacciones directas o comportamientos específicos entre individuos en un ecosistema. Además, esta aproximación nos ayuda a dimensionar las complejas interacciones que ocurren en una comunidad y comprender la riqueza ambiental y los factores que han influido en un linaje, impulsando así la diversificación que observamos en un entorno ecológico particular (Webb et al., 2002).

Algunos ejemplos de los diferentes usos para el análisis de la diversidad filogenética son como herramienta para la predicción de roles funcionales (Webb et al., 2002), como valor complementario para analizar biodiversidad (Forest et al., 2007), como objetivo de conservación para determinar especies vulnerables (EDGE of Existence, proyecto que por su traducción sería "Al borde de la Existencia") y para seleccionar ecorregiones para su conservación (WWF's Global 200, por sus siglas en inglés "Fondo Mundial para la Naturaleza") (Winter et al., 2013).

A grandes rasgos la DF analiza la distancia genética entre las especies presentes en un área determinada y proporciona una perspectiva que destaca tanto la singularidad evolutiva de cada linaje como las complejas relaciones que pueden existir en un mismo territorio. Esta aproximación nos permite comprender el rol único que puede tener una especie dentro de una comunidad y, con ello, determinar las complejas relaciones funcionales y el potencial evolutivo que se presentan en la región. Posteriormente, esta información es crucial para tomar las decisiones adecuadas en la conservación y el manejo integral de ecosistemas, especialmente al definir las áreas de conservación (Forest et al., 2007; Llopis-Belenguer, et al.; Winter et al., 2013).

El uso de las métricas para definir DF ha evolucionado y divergido en otros conceptos que auxilian en la definición de prioridades para la conservación de acuerdo con las características específicas de las especies que habitan en una zona determinada. Uno de ellos es conocido como ED (“Distinción Evolutiva”, por sus siglas en inglés) que busca determinar la diversidad filogenética individual comparada entre miembros de un mismo clado, este rápidamente evolucionó en el conocido como EDGE (“Distinción Evolutiva y Globalmente Amenazado”, por sus siglas en inglés), que busca determinar la distinción evolutiva junto con el nivel de amenaza según la clasificación propuesta por la IUCN RedList (Isaac et al., 2007). Además, se han explorado otros conceptos derivados de esta clasificación, como lo es el EDAM (“Distinción Evolutiva y Magnitud de Amenazas”, por sus siglas en inglés), utilizado por Pearse y colaboradores (2015), que incorpora el concepto de ED y la precisión con la que se puede predecir el declive en plantas y su magnitud.

El concepto de EDGE ha sido utilizado previamente por diferentes autores, como Isaac y colaboradores (2007) para mamíferos, o Gumbs y colaboradores (2018) para tetrápodos, para resaltar la prioridad de programas de conservación para diferentes especies. Además, existen muchos otros conceptos derivados que se alinean con los intereses de la investigación y la importancia específica que se les otorga a estos conceptos depende del criterio del investigador, quien seleccionará de acuerdo con los recursos disponibles y los objetivos planteados. Por ejemplo, hay aquellos que vinculan el costo económico de las especies y su manejo con la probabilidad de éxito (EDAM[CS]_{min}>; “Distinción Evolutiva con Precisión de Amenaza y Magnitud, Costo y Probabilidad de éxito Mínimo”, por sus siglas en inglés), el manejo a futuro (LEDGE; “Pérdida-significativa Distinción Evolutiva Globalmente Duradera”, por sus siglas en inglés), el ajuste de valores en relación con especies extintas (HEDGE; “Mayor Distinción Evolutivo y Globalmente Amenazado”, por sus siglas en inglés), entre otros (Isaac & Pearse, 2018; Pearse et al., 2015).

Sin embargo, para aplicar estos índices de manera efectiva, es necesario contar con un conocimiento detallado de las especies presentes en las áreas de interés, así como de su distribución. Para ello, el Modelado de Nicho Ecológico (MNE) ofrece una alternativa para el análisis de las amplias áreas potenciales de distribución para diversas especies. El MNE

evalúa las condiciones ambientales que favorecen la presencia de una especie en conjunto con datos de su presencia para posteriormente identificar las condiciones óptimas y predecir su distribución potencial (Colwell & Rangel, 2009).

2.5 MODELADO DE NICHOS

El modelado de nicho ecológico (MNE) es una herramienta que puede ayudar a comprender los factores ambientales que influyen en la distribución de una especie. Se ha utilizado durante años para complementar los estudios de campo en ecología. Es importante destacar que este método se fundamenta en la consideración de los datos relativos a las condiciones ambientales asociadas a una especie para definir su área potencial de distribución (Mota et al., 2019). Aunque no es infalible, es de gran utilidad, ya que permite expresar en un marco matemático la interacción de condiciones ambientales, factores regulatorios para una especie y sus movimientos poblacionales; permitiendo determinar cambios de distribución, entre otros (Soberón, 2010).

Nicho se define como un “hipervolumen n-dimensional de condiciones” que permite la existencia de una especie y la regulación de su crecimiento y reproducción, siendo estas condiciones los factores bióticos y abióticos (Hutchinson, 1957). Es decir, el nicho se refiere a las condiciones específicas en las que una especie puede sobrevivir y reproducirse. El MNE se refiere al cálculo de idoneidad en la que las variables permitan explicar, e incluso predecir, la presencia de una especie (Mota et al., 2019) tomando en cuenta los criterios específicos del organismo de estudio.

En el campo de Modelado de Distribución de Especies (MDE) y MNE, se utilizan términos que a menudo se refieren al mismo conjunto de análisis. Ambos enfoques comparten algoritmos matemáticos similares, datos de ocurrencia similares y variables ambientales similares. Sin embargo, la diferencia clave radica en que MDE se enfoca en la distribución real de una especie, mientras que MNE aborda aspectos más amplios, como la estimación del potencial invasivo o el impacto del cambio ambiental en la distribución potencial de una especie. En la práctica, esto significa que aproximadamente la mitad de los estudios que se autodenominan "modelos de distribución de especies" en realidad deberían considerarse "modelos de nicho ecológico" y viceversa (Peterson & Soberón, 2012; Soberón et al., 2017).

2.5.1 Diagrama “BAM”

El área de distribución no solo es influenciada por la tolerancia ambiental (nicho fundamental), sino también se ve definida por diversos factores tales como lo expone el diagrama “BAM” (Fig. 2). Las condiciones abióticas (A), las condiciones bióticas (B) y la posibilidad de dispersión hacia estas zonas o área de accesibilidad, esto último tomando como referencia su origen histórico o región temporal en un momento relevante (“M”) (Soberon & Peterson, 2005). Estos tres factores interactúan para que la especie se encuentre en condiciones óptimas; sin embargo, al ser una variable difícil de predecir con exactitud suele excluirse B de los modelos de nicho ecológico. Finalmente, ajustando el modelo para tomar en cuenta los componentes abióticos “A” y el área accesible para las especies “M” puede ser proyectado a nivel geográfico para así definir la distribución potencial de la especie (Peterson & Soberón, 2012; Saupe et al., 2012).

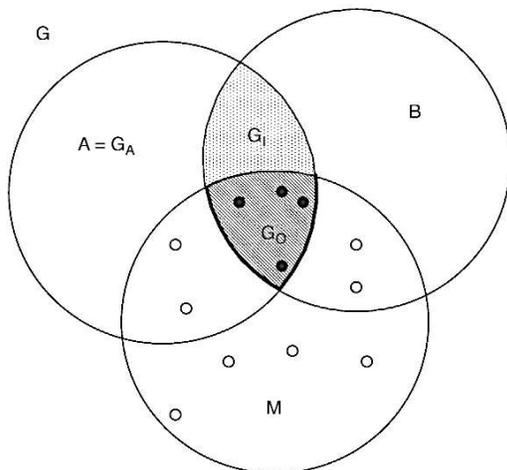


Figura 2: Diagrama BAM de Soberón et al. 2005. Donde A simboliza las variables abióticas, B las variables bióticas y M el área de accesibilidad; G_0 se define como las áreas ocupadas y G_I como aquella región con condiciones favorables, pero no ocupada actualmente.

2.6 USO DEL MODELADO

El MDE ha demostrado ser una herramienta útil en la prevención de riesgos por invasión de especies exóticas o propagación de enfermedades, así como para la determinación de riqueza; (Costa et al., 2010; Gengping et al., 2014; Kadmon & Allouche, 2007; Meentemeyer et al., 2008); y sobre todo en la identificación de zonas de riqueza potencial de especies. Un ejemplo es la investigación de aves en Irán por Mirzaei y colaboradores (2017), donde lograron

identificar los patrones de distribución para 144 especies de aves con el algoritmo de MaxEnt (Maxima Entropía), determinando una mayor riqueza al sur y suroeste de la provincia. Otro ejemplo es la investigación en Chile por Escalant y colaboradores (2009) donde también con MaxEnt se determinó la distribución potencial de 19 coleópteros pertenecientes al género *Eurymetopum* y se identificaron zonas con alta riqueza (16 especies) en las provincias de Maule y Bosque Valdiviano. Alternativamente, se ha utilizado el MDE para la predicción de la riqueza como Pineda y Lobo (2009) en México, quienes de igual forma con MaxEnt lograron determinar la riqueza de anfibios con la distribución potencial para 370 especies de anfibios. Estos últimos autores concluyeron que por las limitaciones que se experimentan al modelar, suele existir una sobreestimación en las áreas de distribución. No obstante, son los modelos los que aportan información provisional sobre los rangos de distribución de las especies como lo descrito en el trabajo de Quintero-Vallejo y Ochoa-Ochoa (2022), quienes utilizaron distribución y categorización de la IUCN, de la Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010 y la serie VI de vegetación y uso de suelo descritas por el INEGI para analizar la situación ecológica de los anfibios dentro de las ANP's en México. Este estudio determinó qué especies de anfibios deberían ser prioritarias para la conservación, ya que tomó en cuenta su presencia en ANP y distribución en áreas modificadas; finalmente se determinó que 112 de las 372 especies analizadas se encuentran en una categoría prioritaria.

2.7 LATITUD Y RIQUEZA DE ESPECIES

Como ya fue mencionado la distribución de especies se ve influenciada por muchos factores, sin embargo, se ha comprobado que existe una relación de estos factores bióticos y abióticos con la latitud geográfica (Begon et al., 2021). Existen muchas teorías que intentan explicar el por qué existen estos patrones, para explicar esto los investigadores lo relacionan principalmente con productividad primaria neta (“NPP”, por sus siglas en inglés) que se refiere a la tasa de acumulación de biomasa o energía (Gillman et al., 2015).

Una hipótesis generada por Weaver y Grime (1980) que analiza la riqueza en escalas locales y por Huston (1979) que analiza la riqueza a escalas globales; establece que a medida que aumenta la productividad, aumenta la riqueza de especies, hasta que en productividades altas la exclusión competitiva reduce nuevamente la riqueza de especies, ya sea porque la

competencia es más intensa o/y porque la alta productividad conduce a una disminución en la heterogeneidad de los recursos limitantes.

Otra hipótesis postula que la riqueza de energía es el factor determinante para las especies con poblaciones reducidas, ya que, al ser más susceptibles a eventos estocásticos, dependen totalmente de "poblaciones mínimas viables". Por ello cada individuo necesita un flujo de energía mínimo para sobrevivir y mantener su viabilidad. Si la disponibilidad de energía limita el número de individuos que pueden coexistir, entonces en entornos con una mayor productividad, se pueden mantener más especies con poblaciones mínimas viables (Wright et al., 1993).

Por su parte la hipótesis de la velocidad evolutiva integrada (Gillman & Wright, 2014) predice que la temperatura, la disponibilidad de agua y el área del bioma estarán asociadas positivamente con la velocidad evolutiva, la tasa de especiación y, en última instancia, la acumulación de especies y la biodiversidad local.

La hipótesis de la relatividad biológica con la dinámica agua-energía (O'Brien, 2006) sugiere que la tasa potencial de evolución y la tasa de cambio en la distribución geográfica de las especies deberían ser más altas en lugares donde la disponibilidad de agua y energía líquida es mayor durante períodos prolongados. Esta hipótesis establece una correlación positiva entre la productividad y la diversidad de especies, tanto en términos de la evolución a lo largo del tiempo como en relación con la dinámica ecológica.

Aunque todas las hipótesis se basan en distintos patrones de relaciones, cada una de ellas predomina en un escenario específico; sin embargo, todas ellas coinciden que la NPP es máxima en los trópicos y disminuye con el aumento de la latitud en paralelo con patrones de biodiversidad a gran escala (Gillman et al., 2015).

III. JUSTIFICACIÓN

Las poblaciones de anfibios dentro de la Sierra Madre Oriental se ven constantemente amenazadas por diferentes factores, principalmente la fragmentación de su hábitat, así como el cambio climático (Cushman, 2006; Quintero-Vallejo & Ochoa-Ochoa, 2022), por lo que resulta necesario establecer planes y acciones con fines de conservación de las poblaciones con mayor vulnerabilidad. Debido a la escasez de información sobre la distribución espacial de estas especies, se requiere una aproximación que permita conocer las áreas de mayor relevancia para su conservación desde un enfoque múltiple que contemple la riqueza de especies y la diversidad filogenética. La riqueza de especies permite identificar las áreas con mayor número de especies de anfibios, mientras que la diversidad filogenética considera la historia evolutiva de las especies seleccionadas agregando un valor significativo a las áreas de conservación.

IV. HIPÓTESIS

La riqueza de especies de anfibios en la Sierra Madre Oriental está relacionada inversamente con la latitud, lo que sugiere una mayor diversidad de especies en regiones de menor latitud. Este patrón también aplica en la diversidad filogenética lo que indica una mayor profundidad en las relaciones evolutivas en las especies con mayor cercanía al ecuador.

V. OBJETIVO GENERAL

Identificar áreas de interés para la conservación de anfibios dentro de la Sierra Madre Oriental con base en la riqueza de especies y su diversidad filogenética.

5.1 OBJETIVOS PARTICULARES

- Determinar áreas de distribución potencial de anfibios dentro la Sierra Madre Oriental.
- Estimar la distribución de la diversidad filogenética de los anfibios en la Sierra Madre Oriental.
- Determinar el nivel de vulnerabilidad de cada especie de acuerdo con los índices de distinción evolutiva y globalmente amenazado.
- Seleccionar áreas de importancia para la conservación de anfibios dentro de la Sierra Madre Oriental, tomando en cuenta los criterios de riqueza, diversidad filogenética, distinción evolutiva y la categoría de amenaza.

VI. MATERIAL Y MÉTODOS

6.1 SELECCIÓN DE DATOS PARA ESPECIES DENTRO DE LA SIERRA MADRE ORIENTAL

6.1.1 Criterio para la selección de especies

Se recurrió a una combinación de recursos bibliográficos y fuentes digitales donde se reportó la presencia de anfibios dentro de la Sierra Madre Oriental. Posteriormente se eligieron aquellas especies con una distribución predominante en la SMO de acuerdo con lo reportado por la IUCN (distribución mayor del 50% en la SMO) (Canseco-Márquez, et al., 2004; IUCN, 2022). Al poseer una distribución mayoritaria en la SMO, se interpretó que son especies de anfibios especializadas a esta región y por ello son vulnerables a las alteraciones bióticas y abióticas en su ambiente; conocer a detalle estas distribuciones permitirá un mejor manejo de la biodiversidad (Dubos et al., 2022). Todas estas bases fueron tomadas en cuenta, para posteriormente discriminar a las especies de interés.

6.2 ESPECIES DE INTERÉS

6.2.1 Manejo de localidades de Registro

Se descargaron las localidades de registro para cada una de las especies seleccionadas desde la base de datos de Global Biodiversity Information Facility (GBIF: <http://www.gbif.org>) por medio del paquete “rgbif” para R 3.3.0.

Se consideraron duplicados a las coordenadas geográficas bajo un criterio de 0.0083 grados de distancia euclidiana y fueron eliminados. Posteriormente se eliminaron aquellas localidades con una distancia superior a 40 km del polígono de distribución descrito por la IUCN, esto siendo una sobreestimación a los 10 km propuestos como distancia potencial de movimiento por da Fonte y colaboradores (2019). Los polígonos de la IUCN son diseñados bajo una estricta metodología diseñada por ellos en 2021. De no existir un polígono se descartarían aquellas localidades con distancias superiores a los 40 km de la concentración de localidades más próxima. Para el filtrado basado en la información ambiental de estos datos fueron utilizadas las capas climatológicas [30 arc/sec] descritas por Cuervo-Robayo y colaboradores (2014), descartando aquellas localidades consideradas como atípicas para el

criterio altitudinal y ambiental; este último clasificando como atípico a aquellas localidades con más de tres variables con valores anómalos (rango intercuartil de 1.5) (Chapman, 2005; Osorio-Olvera et al., 2020). Sólo se incluyeron aquellas especies con más de 15 localidades de registro (Allouche et al., 2008; Feng et al., 2019; van Proosdij et al., 2016).

6.3 MODELADO DE NICHO ECOLÓGICO

6.3.1 Herramientas de análisis

Se utilizó el paquete NicheToolBox (ntbox) en R 3.3.0, para llevar a cabo los análisis de datos, así como para el modelado de nicho ecológico. Así mismo se siguió el protocolo propuesto por Osorio-Olvera y colaboradores (2020) para su uso óptimo, tomando en cuenta las recomendaciones descritas para el modelado adecuado de nicho (Peterson & Soberón, 2012; Qiao et al., 2015).

6.3.2 Área de Calibración

Se determinó el área de distribución para cada especie utilizando los polígonos descritos en la base de datos de la IUCN (2022) junto con los datos filtrados de GBIF. Se agregó un buffer a las localidades seleccionadas, para generar un polígono continuo, lo que significó extender su alcance en unos 40-50 kilómetros alrededor de cada punto; también se tomó en cuenta la posible dispersión a largas distancias que los diferentes grupos de anfibios pueden ejercer (da Fonte et al., 2019). Estos nuevos polígonos vectoriales resultantes se combinaron con los polígonos descritos por la IUCN y con la SMO (Alhajeri & Fourcade, 2019; Barve et al., 2011; García-Roselló et al., 2015; Pender et al., 2019).

6.3.3 Capas ambientales y Análisis de Componentes Principales (PCA)

Dentro del área creada para cada especie utilizando las capas climatológicas (30 arc/sec) descritas por Cuervo-Robayo y colaboradores (2014), se determinó cuáles poseen una correlación Pearson mayor a $|r| > 0.75$ entre sí por medio del paquete de R “hsi” (Osorio-Olvera, 2021), esto para evitar utilizar capas con información redundante (Bobrowski & Udo, 2017; Osorio-Olvera et al., 2021; Gengping, & Huijie, 2016), también se omitieron las capas 8, 9, 18 y 19, ya que muestran extrañas anomalías espaciales en forma de discontinuidades

inusuales entre píxeles vecinos (Escobar, et al. 2014). Las capas fueron analizadas en R con la función *cor* del paquete “stats”.

Aquellas capas *raster* que presentaron una correlación de Pearson $|r| < 0.75$ fueron seleccionadas para llevar a cabo un Análisis de Componentes Principales (PCA), cuya finalidad fue reducir la colinealidad y la dimensionalidad en nuestro conjunto de datos. En este análisis que se realizó en R utilizando la función “*kuenm_rpca*” del paquete “*kuenm*” (Cobos et al., 2019), se generaron diferentes componentes para cada especie dependiendo de las capas utilizadas y de ellos se eligieron únicamente los tres primeros, ya que estos representan una varianza superior al 90% de los datos y son los necesarios para realizar un elipsoide de volumen mínimo (Janekovi & Novak, 2012; Robertson et al., 2001). Por lo tanto, la selección de los tres primeros componentes permite representar la mayor cantidad de información posible de los datos originales en una cantidad reducida de componentes (Osorio-Olvera et al., 2020; Robertson et al., 2001).

6.3.4 Creación de modelos con Elipsoides de Volumen Mínimo

Para el diseño de modelos se utilizó el algoritmo de elipsoides de volumen mínimo ya que es un análisis multivariado y adecuado para calcular nichos fundamentales por la forma convexa que estos pueden reflejar (Osorio-Olvera et al., 2020; Van Aelst & Rousseeuw, 2009). Los modelos de elipsoides se estimaron en R utilizando el paquete “*ntbox*” (Osorio-Olvera et al., 2020) a partir de los tres PCA seleccionados. Cada conjunto de datos de ocurrencia se dividió aleatoriamente en datos de entrenamiento y prueba en una proporción de 80:20 respectivamente. Finalmente, se calibraron los modelos MVE con la función *ellisposid_selection* y se seleccionaron los mejores modelos aplicando los siguientes criterios: un valor significativo de la prueba de Característica Operativa del Receptor (ROC) parcial ($p \leq 0.05$); valores de tasa de omisión para datos de entrenamiento y prueba $\leq 5\%$; y modelos que presentaron el valor máximo del área bajo la curva ROC (AUC). Finalmente, se evaluaron los modelos con una prueba parcial de ROC, cuya característica principal es representar gráficamente la sensibilidad (la proporción de presencias conocidas predichas presentes, = 1 - tasa de falsos negativos) contra 1 - especificidad (la proporción de ausencias conocidas predichas presentes, = tasa de falsos positivos); seleccionado el más preciso y

efectivo (Escobar et al., 2018; Osorio-Olvera et al., 2020; Peterson et al., 2008). Cada modelo fue convertido a binario con un umbral de corte del 10% para posteriormente generar un modelo en formato *raster* que reflejó la presencia potencial de las especies.

6.3.5 Matrices de Riqueza

Se proyectaron los modelos de cada especie en la geografía de la SMO (Morrone, 2005) y se consideraron como áreas potenciales de distribución. Para determinar la riqueza de especies, se sumaron todos los modelos binarios y el total de estos modelos reflejó la riqueza potencial de especies por celda (~1 km) en el área de estudio (Ihlow et al., 2012; Tobeña et al., 2016). Para lograr esto, todas las capas debían tener la misma extensión, por lo que se realizaron los cortes en los modelos utilizando la herramienta QGIS, definiendo la SMO como área de interés.

6.4 DATOS FILOGENÉTICOS

6.4.1 Búsqueda de información

Para este estudio se utilizó el mega-árbol filogenético reportado por Jetz y Pyron (2018) [<https://doi.org/10.5061/dryad.cc3n6j5>] debido a que incluye la mayor diversidad de especies de anfibios y una elevada cantidad de genes. Ellos utilizaron la técnica de Phylogenetic Assembly with Soft Taxonomic Inferences para generar una distribución de filogenias para 7,238 especies de anfibios, más el grupo externo *Homo sapiens*, con 12 genes (3 mitocondriales y 9 nucleares): C-X-C receptor quimioquinasa tipo 4 (CXCR4), histona 3a (H3A), intercambiador de sodio-calcio (NCX1), proopiomelanocortina (POMC), gen 1 activador de recombinación (RAG1), rodopsina (RHOD), séptimo en ausencia (SIA), familia de transportadores de solutos 8 (SLC8A3), y tirosinasa (TYR), citocromo b (cyt-b), y subunidades grande y pequeña del ribosoma mitocondrial 12S/16S; (omitiendo los tARN). Se utilizó su árbol consenso (AC) de 10,000 diferentes modelos para las 7,238 especies de anfibios que se encontraba con terminación “.tree”. Este mega-árbol fue procesado en formato *newick* que fue utilizado seleccionando a las especies de interés en el paquete para R “picante” (Kembel, et al., 2019) para generar el índice de DF, basándose en la propuesta de Faith (1992). Esta propuesta utiliza la longitud de las ramas totales para las especies presentes en la comunidad analizada, para lo que se definió como comunidad a todas las

especies que interactuaban en una misma celda de las matrices de riqueza previamente construidas. Bajo esta definición de comunidad se utilizaron estos modelos de riqueza y, en conjunto con el paquete “picante”, se seleccionaron sólo las especies presentes para cada celda volviendo cada una un análisis independiente de DF.

6.4.2 Diversidad Evolutiva y Amenaza Global (EDGE)

Haciendo uso del paquete “ape” (Paradis et al., 2004) de R en conjunto con el árbol filogenético en formato newick de Jetz y Pyron (2018), se determinó el índice de distinción evolutiva (ED), el cual toma en cuenta la distancia individual de las ramas filogenéticas para cada especie utilizando como grupo externo a *Homo sapiens*. Estos valores fueron utilizados en conjunto con los modelos de distribución generados para cada especie, para así relacionar ED con los modelos. Así mismo con el paquete de R “phylregion” (Daru, et al., 2022) se utilizó la fórmula (1) para determinar el valor EDGE siguiendo la metodología de Pearse y colaboradores (2015):

$$1) \text{ EDGE} = \log(1 + ED) + GE * \log(2)$$

donde GE se define como la categoría de amenaza que ocupa la especie ante la IUCN (2023); para lo cual se asignó el valor 0 cuando la especie es de "Preocupación Menor" (LC), 1 cuando es de "Casi Amenazada" (NT), 2 cuando es de "Vulnerable" (VU), 3 cuando es de "En Peligro" (EN) y 4 cuando es de "En Peligro Crítico" (CR). Estos valores resultantes se analizaron ante la clasificación por el proyecto EDGE of Existence dirigido por la Sociedad Zoológica de Londres (Zoological Society of London) en 2020, así como fueron comparados contra sus valores reportados.

Estos valores fueron posteriormente aplicados a los modelos de cada especie y utilizados para separar a las especies en tres clasificaciones de acuerdo con sus cuartiles de índice resaltando así aquellas con mayores valores dentro de estos índices, ofreciendo un mejor panorama para el análisis de estrategias de conservación similar a Redding y Mooers (2015).

Cada especie fue clasificada según los valores que presentaba para ED y EDGE en relación con sus primeros y terceros cuartiles. Para ED, los valores del primer cuartil fueron 19.00 y

los del tercer cuartil 32.91, mientras que, para EDGE, los valores del primer cuartil fueron 3.20 y los del tercer cuartil 3.78 (Tabla 3).

Tabla 3: Clasificación de las especies de acuerdo con el valor de su índice.

CLASIFICACIÓN	ED	EDGE
Alto	ED > 32.91	EDGE > 3.78
Medio	32.91 > ED > 19.00	3.78 > EDGE > 3.20
Bajo	19.00 > ED	3.20 > EDGE

Tomando en cuenta los fundamentos que el análisis de EDGE introduce y su forma de determinar las especies prioritarias para la conservación, al momento de realizar análisis se tomaron en cuenta principalmente aquellas especies con EDGE alto, pues son las más distintas evolutivamente, así como las más vulnerables ante diversos escenarios de amenaza (Isaac & Pearse, 2018).

6.5 ÁREAS PARA LA CONSERVACIÓN

6.5.1 Zonas de prioridad para la conservación

Se trabajó con dos modelos: el primero representa la riqueza de especies, mientras que el segundo representa la diversidad filogenética. Ambos fueron contrastados para ver cuáles eran las coincidencias entre valores de riqueza y de DF (ANEXO: Figura: 1). Para cada modelo, se realizó un escalado entre su valor máximo, dividiendo todos sus valores entre el valor más alto (R_{Max} y DF_{Max}) del modelo este volviéndose 1. Después los modelos fueron sumados y posteriormente multiplicados por 0.5 para obtener un nuevo modelo que representa la combinación de la riqueza de especies y la diversidad filogenética donde el valor más cercano a 1 es el que presenta los índices máximos para cada caso, a este índice se le denominó R-DF (Massante et al., 2019; Spalink et al., 2018).

$$\left(\frac{R}{R_{Max}} + \frac{DF}{DF_{Max}} \right) 0.5 = RDF$$

El modelo fue separado en tres secciones para apreciar de mejor manera la distribución de las zonas: con valores de 0 – 0.25, representando valores bajos para riqueza y DF; con valores de 0.25 – 0.75, demostrando altos valores de riqueza y/o DF; y con valores de 0.75 – 1 donde tanto riqueza como DF son altos.

El modelo con nuevo índice R-DF de los análisis de proporciones fue comparado con las Áreas Naturales Protegidas a nivel estatal, municipal y ejidatario descritas por la CONANP (2022) y a nivel federal descrita por la CONABIO (2020), siguiendo métodos similares a Quintero-Vallejo y Ochoa-Ochoa (2022) en los que se relaciona la presencia potencial de anfibios en México con las áreas que ocupan las ANP's. Esto permite determinar la coincidencia entre áreas de alta riqueza con alta diversidad filogenética y las zonas protegidas, con la finalidad de evaluar la situación actual para cada caso.

6.5.2 Análisis de Riesgo Potencial

Se han identificado las principales amenazas para la Sierra Madre Oriental, proporcionando una base fundamental para comprender y abordar los desafíos que enfrentan las especies en su hábitat (IUCN, 2022; IUCN-CEM, 2022).

Se realizó una clasificación de las propiedades ambientales en la SMO, incluyendo el uso de suelo (incluyendo calles) y el nivel de aridez (Gao et al., 2023; Wang et al., 2021). Para ello, se utilizaron las capas vectoriales de suelo obtenidas del INEGI (2019) y se seleccionaron los polígonos que representaban áreas utilizadas para fines agrícolas y asentamientos humanos; además, se incorporaron las calles registradas en la región. Los índices de vulnerabilidad ante sequías reportados por la CONAGUA (2020) fueron utilizados para evaluar la vulnerabilidad en función del carácter, magnitud y rapidez de la sequía. Este último presenta el escenario publicado por el Servicio Meteorológico Nacional en el Portal del Monitor de Sequía de México, considerando la recurrencia de intensidades de sequía históricas de 2003 a 2020, así como un mapa que considera el conjunto de probabilidades de sequía con la vulnerabilidad municipal a la sequía.

Este análisis se realizó en QGIS, recortando los mapas vectoriales utilizando la SMO como base. Se analizó la relación que existe entre las áreas con el gradiente de valores de R-DF dentro la SMO con los diferentes riesgos potenciales: la cercanía a diferentes tipos de uso de suelo (agricultura, asentamientos humanos, carreteras y vegetación secundaria) y riesgo de sequía. Este enfoque se basó en los hallazgos mencionados por Becker y sus colaboradores (2007), quienes resaltaron la influencia negativa de la modificación del uso del suelo en los

anfibios. Además, Kohli y su equipo (2019) señalaron la posible sinergia entre sequías y otras amenazas.

6.5.3 Análisis de la relación entre riqueza-diversidad filogenética y latitud

Se determinaron las coordenadas de cada celda en los modelos de riqueza, diversidad filogenética y R-DF para, posteriormente, ser clasificados en 30 categorías según su valor de latitud (Tabla 4; Fig. 3). Con esta clasificación se realizó un análisis de Kolmogorov-Smirnov para verificar si los valores de cada índice (riqueza, diversidad filogenética y R-DF) siguen una distribución normal. Finalmente, se llevó a cabo un análisis de correlación utilizando el método Pearson (Stevens, 1989; Willig & Presley, 2017).

Tabla 4: Categorización de segmentos longitudinales de la SMO basado en índices de riqueza, diversidad filogenética y R-DF.

<i>Categoría</i>	<i>Latitud mínima</i>	<i>Latitud máxima</i>	<i>Categoría</i>	<i>Latitud mínima</i>	<i>Latitud máxima</i>
1	19.86249957	19.96249956	16	22.7708327	22.9624994
2	19.9708329	20.16249955	17	22.9708327	23.1624994
3	20.17083288	20.36249954	18	23.1708327	23.3624994
4	20.37083287	20.56249953	19	23.3708327	23.5624993
5	20.57083286	20.76249951	20	23.5708327	23.7624993
6	20.77083285	20.9624995	21	23.7708327	23.9624993
7	20.97083283	21.16249949	22	23.9708327	24.1624993
8	21.17083282	21.36249948	23	24.1708326	24.3624993
9	21.37083281	21.56249946	24	24.3708326	24.5624993
10	21.5708328	21.76249945	25	24.5708326	24.7624993
11	21.77083279	21.96249944	26	24.7708326	24.9624993
12	21.97083277	22.16249943	27	24.9708326	25.1624992
13	22.17083276	22.36249942	28	25.1708326	25.3624992
14	22.37083275	22.5624994	29	25.3708326	25.5624992
15	22.5708327	22.7624994	30	25.5708326	25.6708325

Clasificación de áreas por Latitud

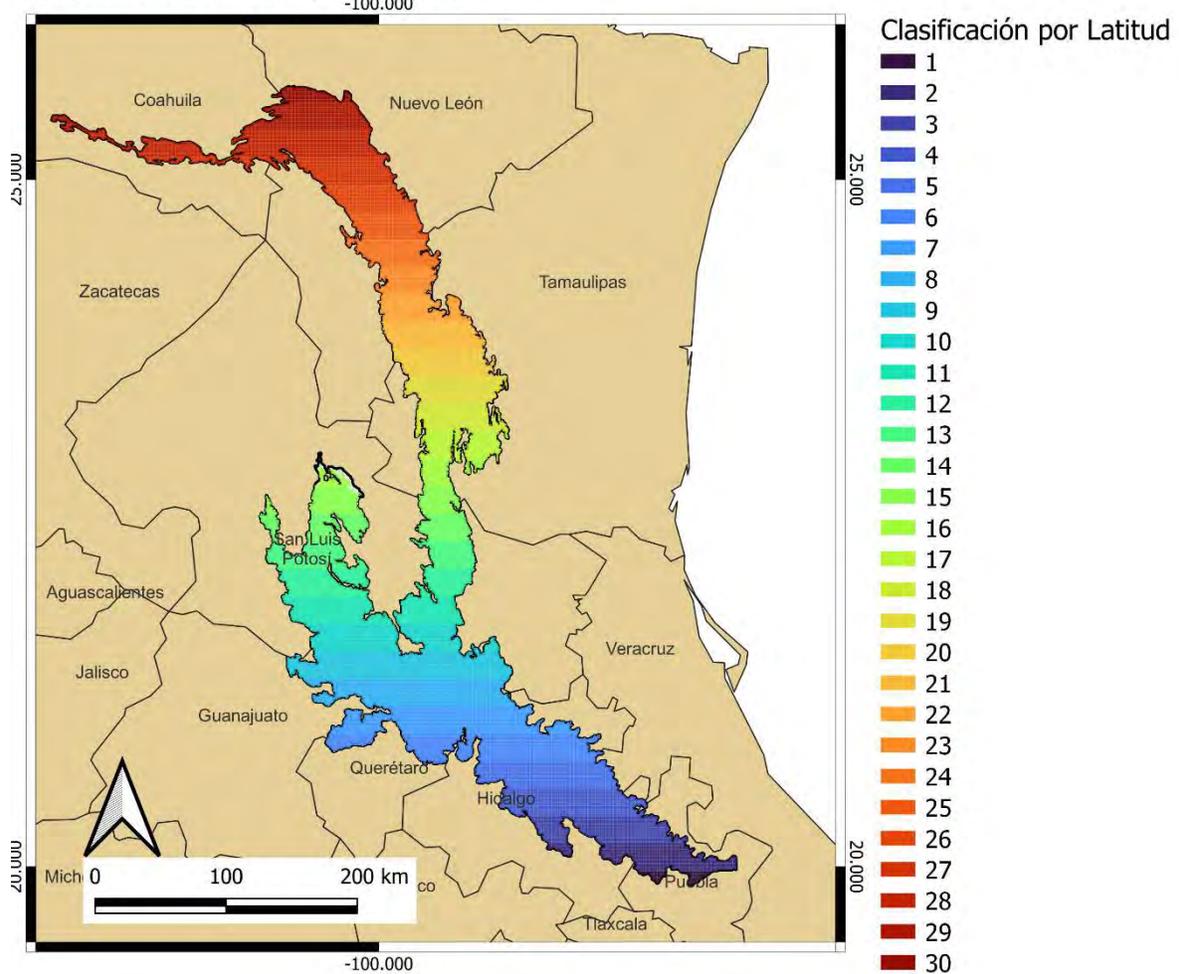


Figura 3: Distribución de la clasificación de áreas de acuerdo con su latitud.

VII. RESULTADOS

7.1 ESPECIES DE ANFIBIOS SELECCIONADAS

De las 81 especies totales de anfibios reportadas dentro de la Sierra Madre Oriental (ANEXO: Tabla 1) se seleccionaron 26 especies de los órdenes Anura y Caudata (Frost, 2023), por cumplir con los criterios establecidos en la metodología, lo que representa aproximadamente el 32% del total de especies reportadas para la SMO. Los modelos para cada una de las especies analizadas mostraron que las tres especies con mayor distribución potencial dentro de la SMO fueron: *Rheohyla miotympanum*, *Eleutherodactylus verrucipes* y *Chiropterotriton multidentatus*; mientras que aquellas con una menor distribución potencial fueron: *Lithobates johni*, *Chiropterotriton dimidiatus* y *Parvimolge townsendi* (Tabla 5).

Tabla 5: Especies analizadas para la Sierra Madre Oriental.

Clase Amphibia		Área de distribución en la SMO (Km ²)	
Caudata	Plethodontidae	<i>Aquiloerycea cephalica</i>	21,655,357
		<i>Aquiloerycea galeanae</i>	15,362,896
		<i>Aquiloerycea quetzalanensis</i>	857,878
		<i>Aquiloerycea scandens</i>	5,426,950
		<i>Bolitoglossa platydactyla</i>	10,306,713
		<i>Chiropterotriton chondrostega</i>	16,162,956
		<i>Chiropterotriton dimidiatus</i>	405,474
		<i>Chiropterotriton magnipes</i>	6,729,393
		<i>Chiropterotriton multidentatus</i>	40,439,553
		<i>Chiropterotriton priscus</i>	4,872,402
		<i>Isthmura gigantea</i>	7,938,360
		<i>Parvimolge townsendi</i>	592,391
		<i>Pseudoeurycea lynchi</i>	727,734
		Anura	Hylidae
<i>Rheohyla miotympanum</i>	45,356,356		
<i>Sarcohyla arborescandens</i>	18,556,897		
<i>Sarcohyla charadricola</i>	9,532,358		
<i>Sarcohyla robertsororum</i>	5,121,368		
<i>Tlalocohyla godmani</i>	6,452,027		
Craugastoridae	<i>Craugastor decoratus</i>		
	<i>Craugastor rhodopis</i>		20,933,460
Eleutherodactylidae	<i>Eleutherodactylus cystignathoides</i>		21,058,557
	<i>Eleutherodactylus longipes</i>		37,803,566
	<i>Eleutherodactylus verrucipes</i>		40,814,943
Bufonidae	<i>Incilius cristatus</i>		6,986,144
Ranidae	<i>Lithobates johni</i>		190,435

7.2 RELACIÓN DE ESPECIES CON ÁREAS NAURALES PROTEGIDAS

Al determinar la distribución que tienen las especies en relación con las ANP's, se observó que *Pseudoeurycea lynchi*, *Parvimolge townsendi* y *Lithobates johni* fueron las especies con menos del 1% de su distribución potencial dentro de los polígonos de las ANP's. Doce de las 26 especies estudiadas (46.15%) mantuvieron cerca del 75% de su área de distribución fuera de las ANP's (Fig. 4).



Figura 4: Porcentaje del área de la distribución potencial de especies de anfibios dentro de las ANP's de la Sierra Madre Oriental.

7.3 RIQUEZA POR MODELADO DE NICHOS ECOLÓGICOS

La distribución de la riqueza de especies dentro de la SMO mostró un patrón bimodal principal, en el que se pudieron ubicar dos regiones con alta diversidad de especies. La primera de ellas se localizó en la zona centro-oriental de la SMO, hacia el borde sureste del Estado de Tamaulipas, mientras que la segunda se ubicó en una región extensa del tercio sur de la SMO, y que abarca parte de los estados de Hidalgo, Puebla, Querétaro, San Luis Potosí y Veracruz. Una tercera región, de riqueza intermedia, se ubicó en el extremo norte del estado de San Luis Potosí, cercano al límite con Tamaulipas, mientras que una cuarta zona se localizó dentro del Estado de Tamaulipas cerca del límite con el estado de Nuevo León (Fig. 5).

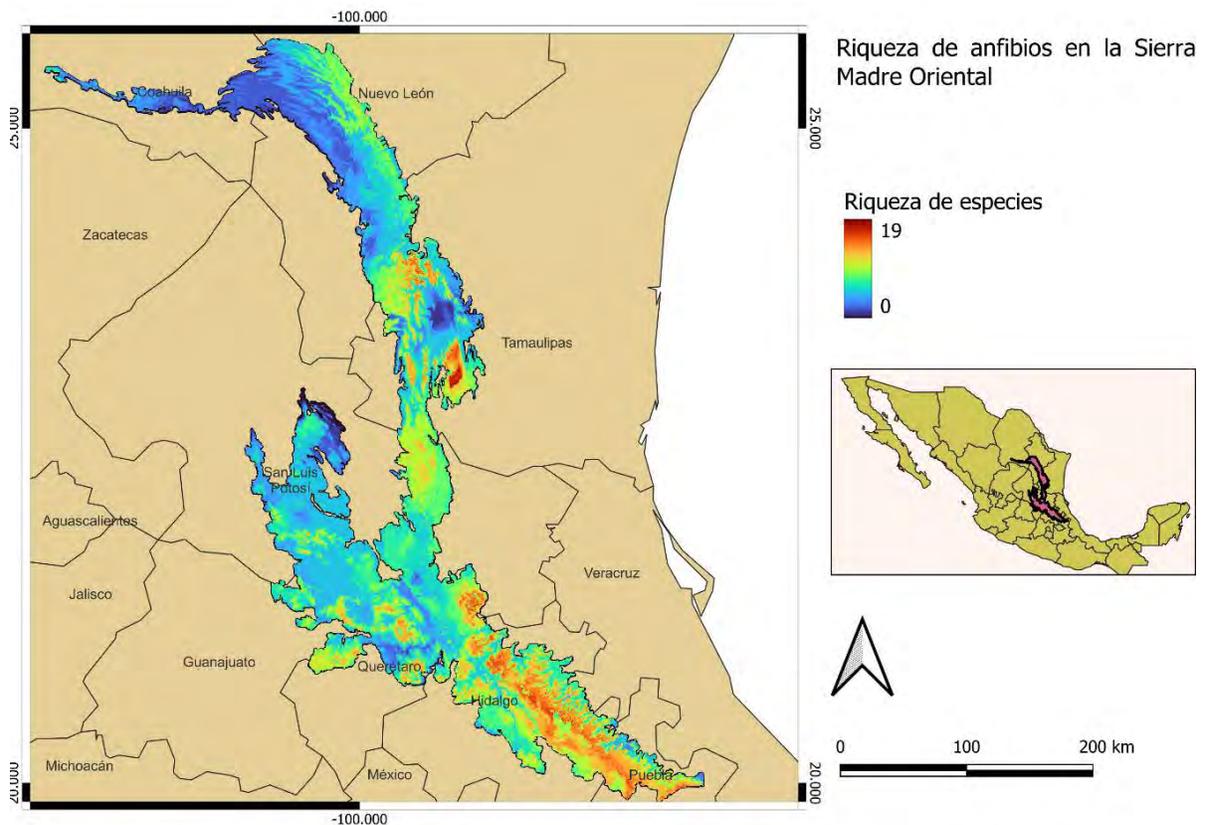


Figura 5: Gradiente de riqueza de especies potencial de anfibios en la Sierra Madre Oriental.

7.3.1 Riqueza de especies y Áreas Naturales Protegidas

El área natural protegida con mayor riqueza fue la Reserva de la Biosfera “El Cielo” ubicada en Tamaulipas, con 19 especies de anfibios (Fig. 6). Por lo contrario, aquellas con menos riqueza fueron “Zapaliname” y “Zona de restauración Zapaliname”, en el estado de Coahuila, de nivel estatal, con una riqueza menor a tres especies. Cabe resaltar que las dos áreas de alta riqueza de especies, mencionadas en el apartado anterior, ubicadas en los estados de San Luis Potosí y Tamaulipas no forman parte de ninguna área protegida, así como la mayor parte del eje sureño de alta diversidad ubicado en los estados de Querétaro, Hidalgo, Puebla y Veracruz.

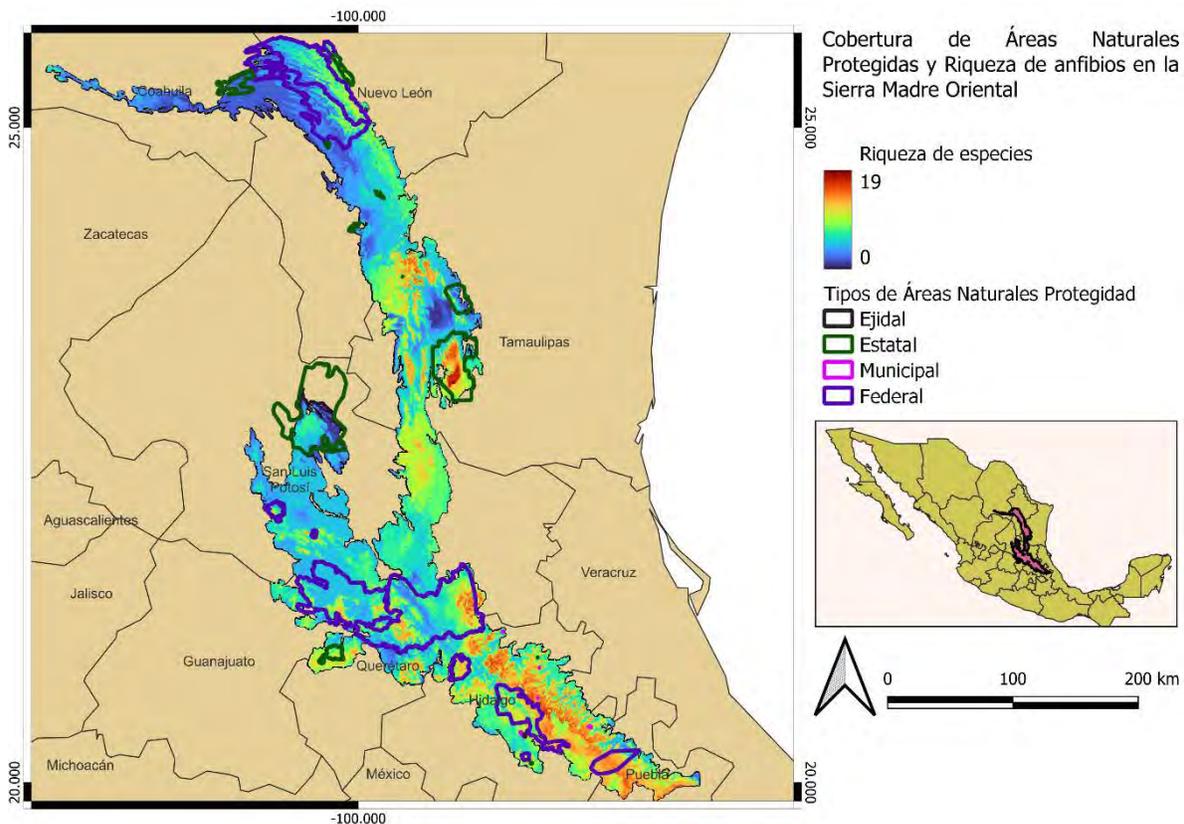


Figura 6: Relación de las Áreas Naturales Protegidas de los todos los niveles y las áreas con mayor riqueza de especies de anfibios.

A pesar de que la cobertura de ANP's dentro de la SMO es limitada, se observó una moda de riqueza de especies donde cinco ANP's presentan una riqueza de 13 y otras cinco una riqueza de 14 especies (Fig. 7). Por otro lado, las áreas municipales, a pesar de ser más pequeñas en comparación con las estatales y federales, lograron tener un rango de 10 a 15

especies. Sin embargo, es importante destacar que la cobertura sin estatus de protección en la SMO alcanzó el 72%, y en estas zonas desprotegidas hubo áreas con una riqueza de hasta 17 especies de anfibios.

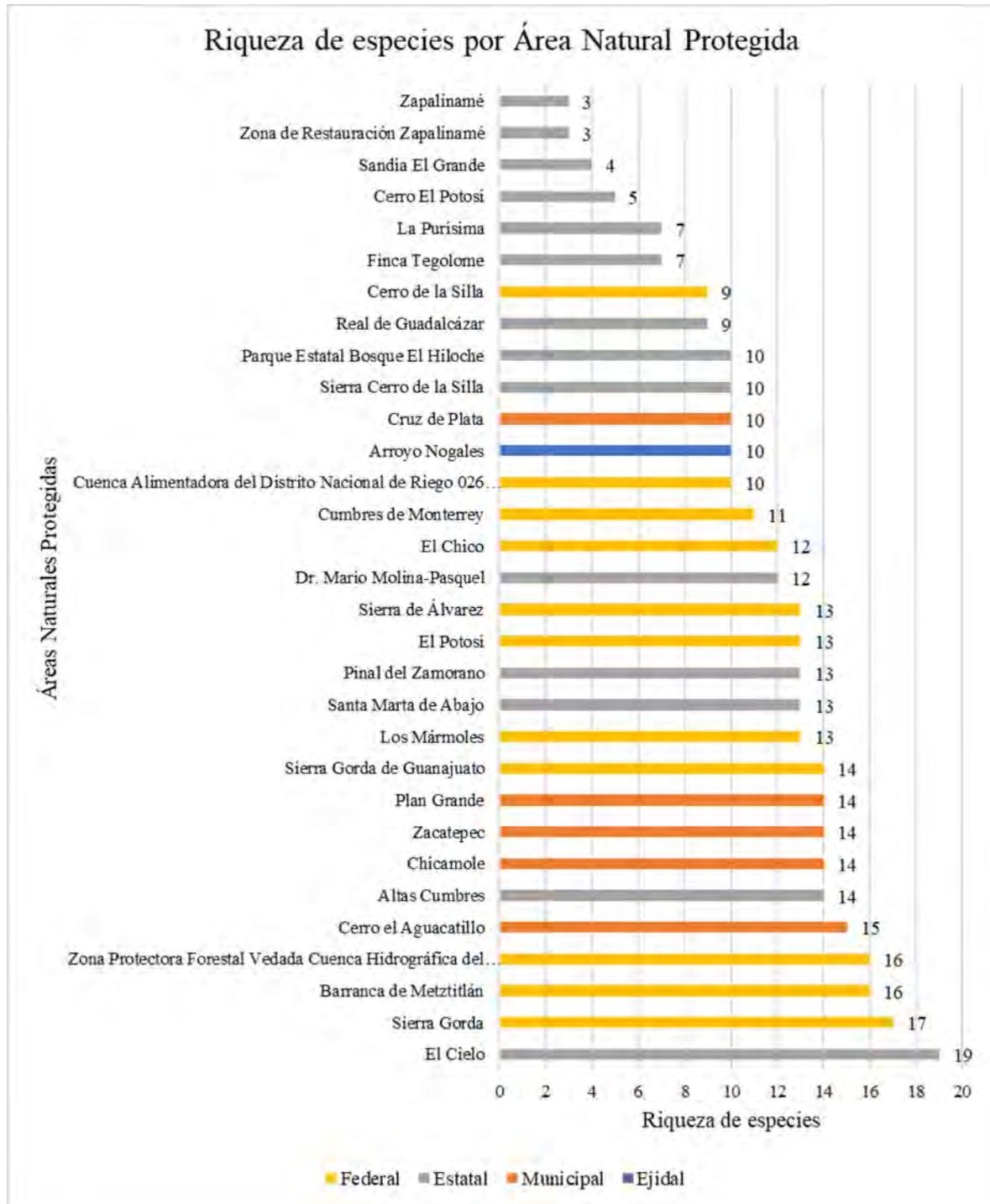


Figura 7: Riqueza de especies dentro de Áreas Naturales Protegidas en la Sierra Madre Oriental.

7.4 INDICE DE DIVERSIDAD FILOGENETICA

Al analizar el modelo obtenido a partir de los valores de diversidad filogenética para el área de estudio (Fig. 8), se encontraron patrones similares a la distribución de la riqueza: los valores más altos se observaron al sur de la SMO, con valores superiores a 1,300 en longitud de ramas; la región central al sureste del Estado de Tamaulipas con algunos sitios de valores superiores a los 1,400, al norte del Estado de San Luis Potosí y el borde poniente de Tamaulipas; también se observaron valores altos en el oeste de la SMO en el estado de Nuevo León. Las áreas con valores más bajos de DF se ubicaron al Norte, en los Estados de Coahuila y Nuevo León y en el borde poniente de la SMO, en la zona central del Estado de San Luis Potosí.

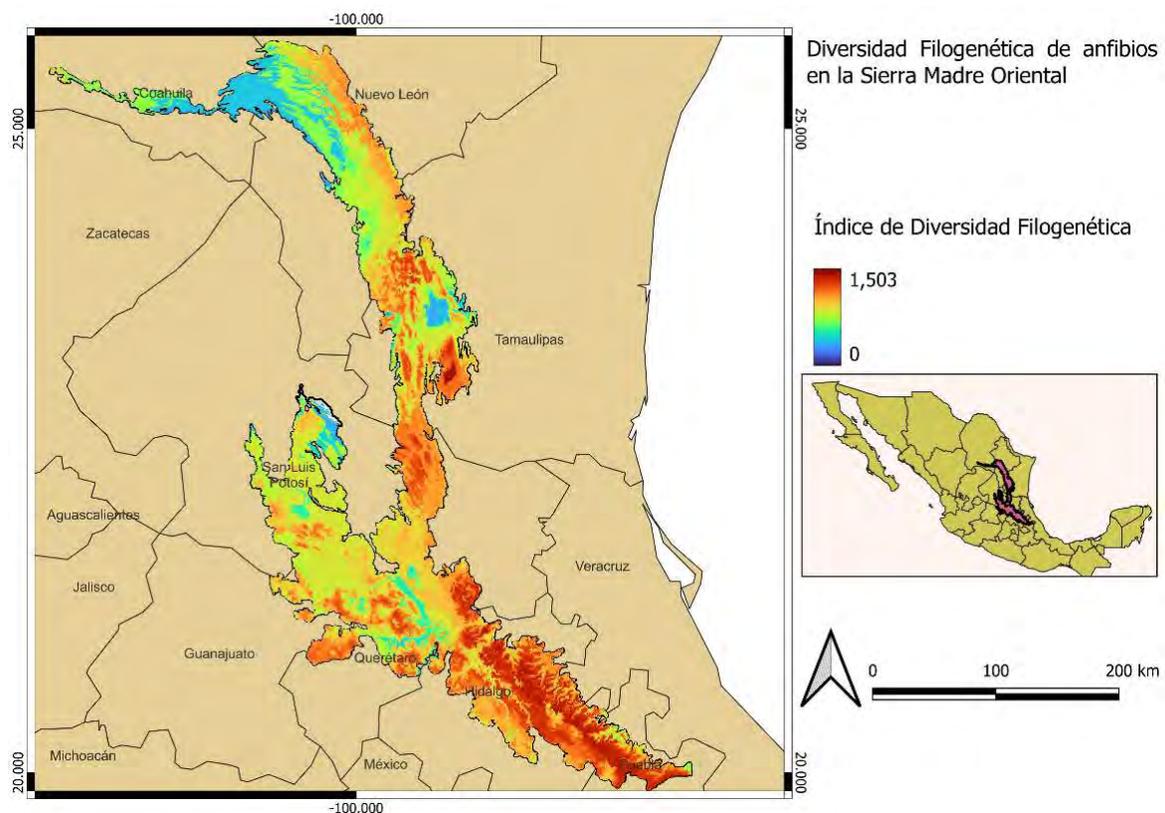


Figura 8: Mapa que muestra los valores de diversidad filogenética en la Sierra Madre Oriental.

7.4.1 Áreas Naturales Protegidas y Diversidad filogenética

Se encontró que las Áreas Naturales Protegidas con la mayor diversidad filogenética dentro de la SMO fueron “El Cielo” en Tamaulipas y la “Sierra Gorda” en Querétaro, con valores superiores a 1450 en el índice DF, mientras que aquella que mostró el menor valor de índice de diversidad fue “Zapalinamé” con 630 en longitud de ramas (Fig. 9).

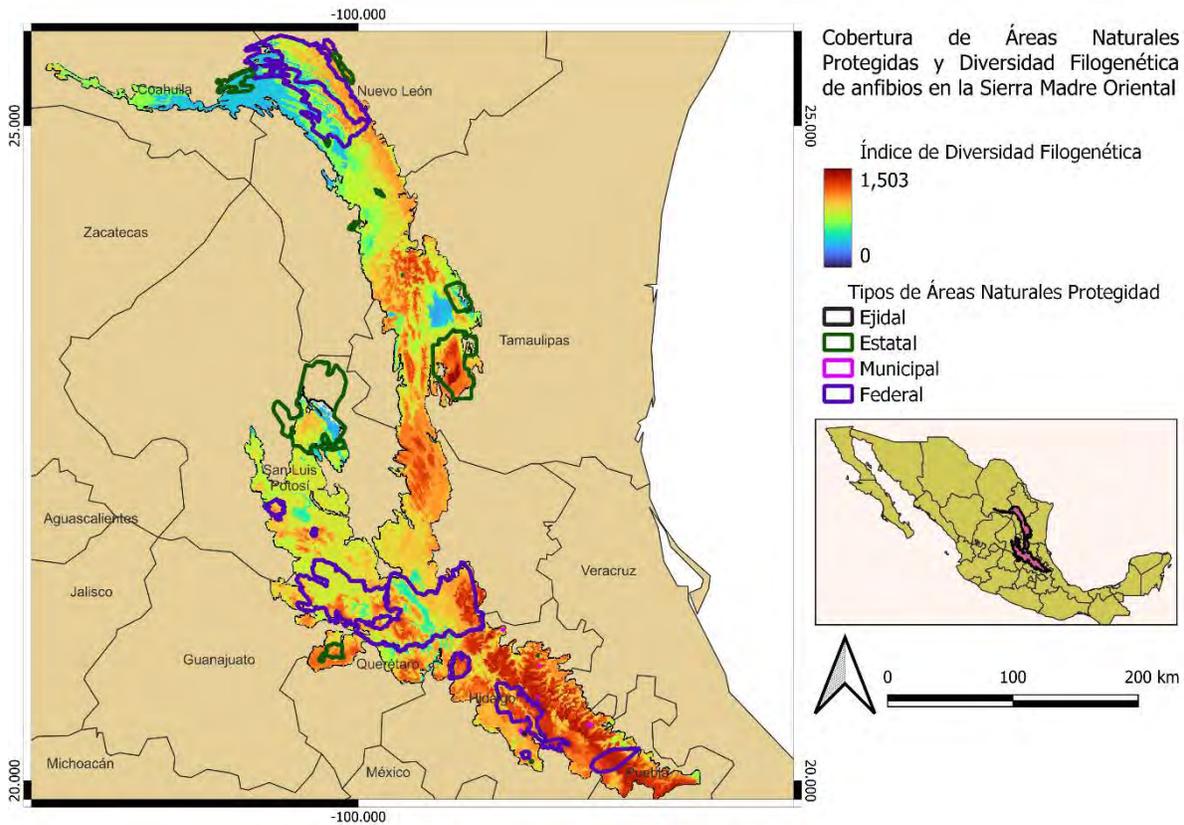


Figura 9: Distribución diversidad filogenética en relación con la distribución de Áreas Naturales Protegidas.

Los tres niveles administrativos de las ANP's mostraron valores de DF con diferentes grados de dispersión. Las áreas naturales federales mostraron valores que oscilaron entre 1070.4 y 1465.2, mientras que en aquellas de nivel estatal presentaron valores de los 629.5 hasta los 1503.4. Por último, los valores de índice de diversidad filogenética a nivel municipal se movieron entre 1142.2 y 1405.1 difiriendo principalmente en su extensión (Fig. 10).

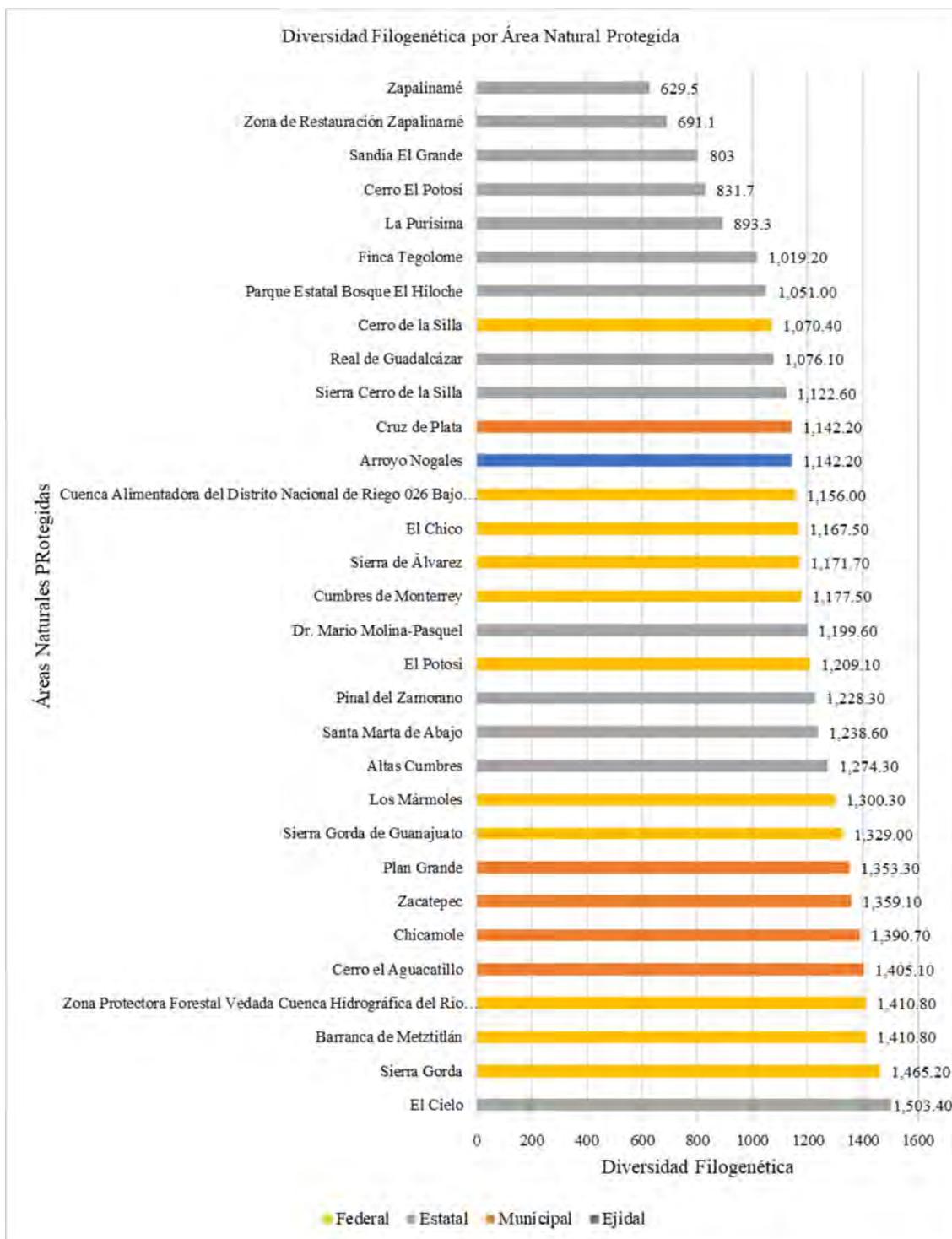


Figura 10: Índice de diversidad filogenética dentro de Áreas Naturales Protegidas dentro de la Sierra Madre Oriental.

7.5 INDICE DE RIQUEZA – DIVERSIDAD FILOGENÉTICA

El patrón de valores altos para el índice R-DF prevaleció en el sur con valores superiores a 0.75, significando una relación alta entre riqueza máxima y diversidad filogenética máxima; sin embargo, algunas áreas en el centro de la SMO presentaron valores intermedios altos encontrándose entre 0.5 y 0.75; los valores más bajos se visualizaron al norte y oeste de la región (Fig. 10). En general dentro de la SMO hubo más áreas con un R-DF alto que bajo, sin embargo, el R-DF intermedio bajo continuó como predominante (Tabla 6, Fig. 11).

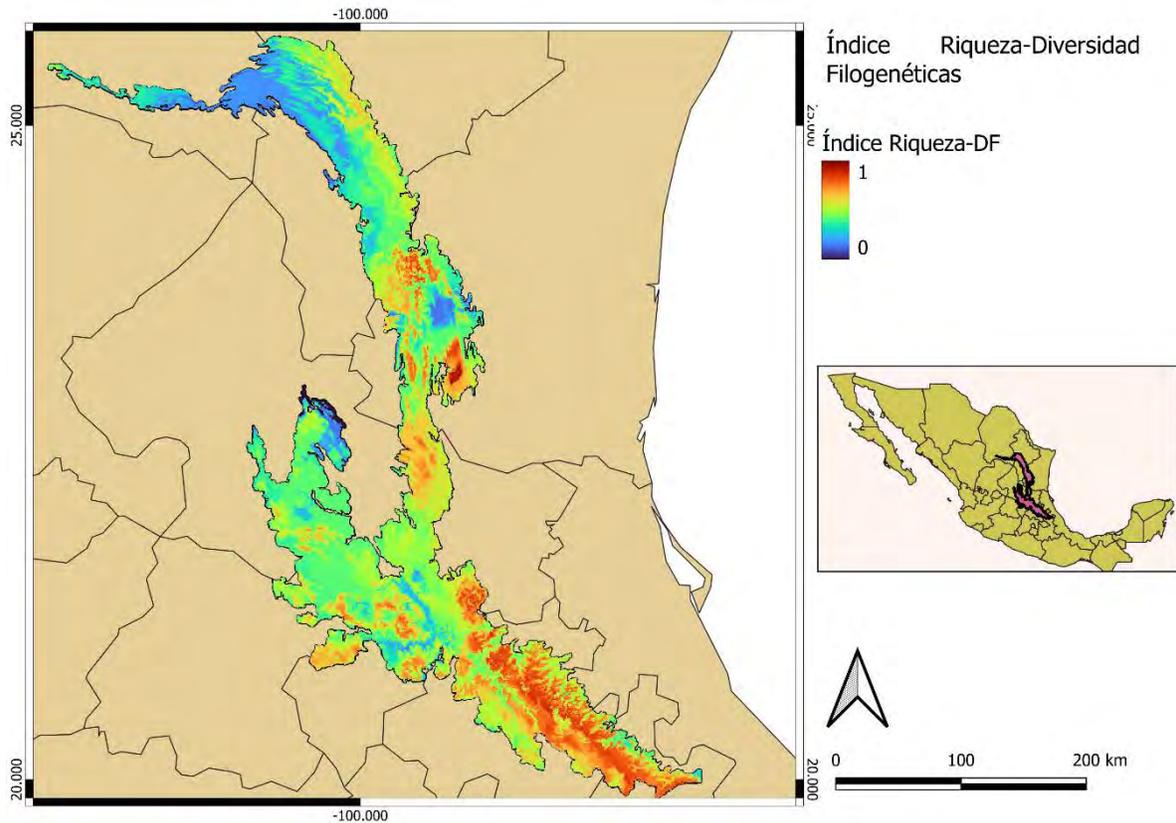


Figura 11: Distribución de valores para el índice R-DF en la Sierra Madre Oriental.

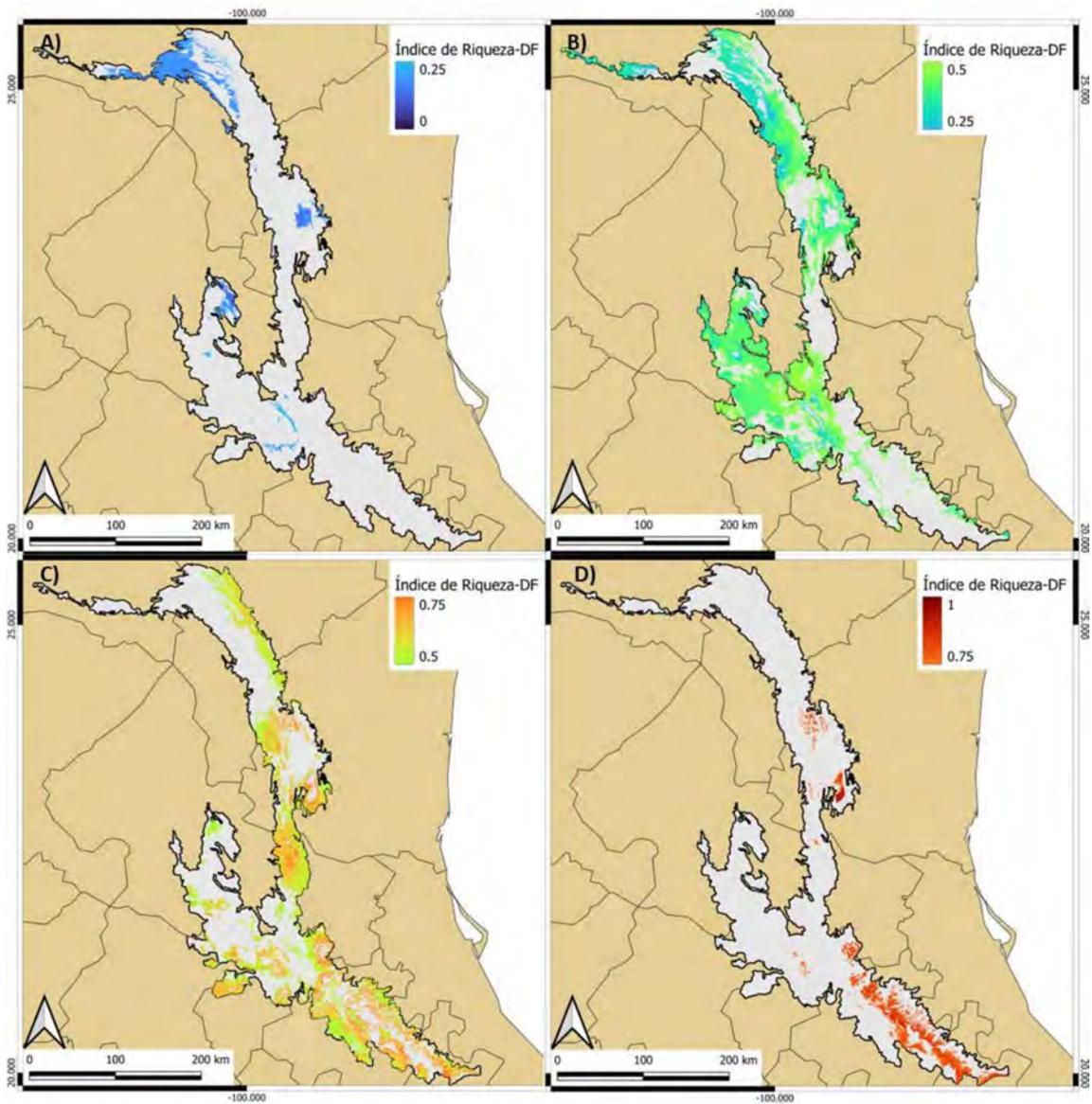


Figura 12: Distribución de las áreas en relación con el índice R-DF: A) Para valores 0 – 0.25, B) Para valores 0.25 – 0.5, C) Para valores 0.5 – 0.75, D) Para valores 0.75 – 1.

Tabla 6: Extensión de área en relación con el índice R-DF.

Clasificación del área	Extensión (Km ²)
Alta (0.75 – 1)	4,621
Media alta (0.5 – 0.75)	19,336
Media baja (0.25 – 0.5)	24,304
Baja (0 – 0.25)	3,965

7.5.1 Áreas Naturales Protegidas y Riqueza-Diversidad Filogenética

DISTRIBUCIÓN DE ANFIBIOS Y SU DIVERSIDAD FILOGENÉTICA EN LA SIERRA MADRE ORIENTAL (SMO), IDENTIFICANDO ÁREAS PRIORITARIAS PARA LA CONSERVACIÓN

Se pudo determinar que 11 ANP's alcanzaron valores superiores a 0.75 en R-DF; lo que significó la presencia de alta riqueza de especies en conjunto con valores altos de diversidad filogenética (Fig. 13).

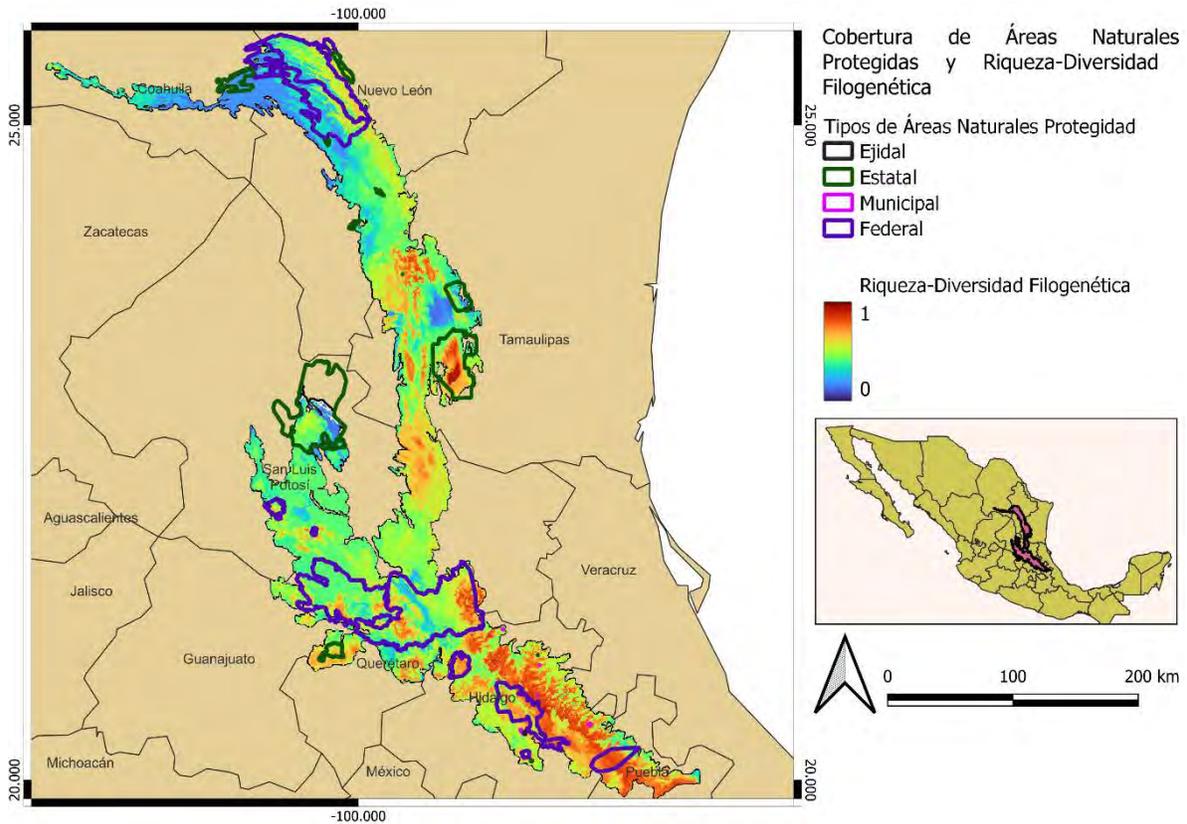


Figura 13: Distribución R-DF en relación con la distribución de Áreas Naturales Protegidas.

El ANP con un valor más alto fue “El Cielo”, en el centro de la SMO, alcanzando un 1, seguida por “Sierra Gorda” al sur de la SMO con 0.93 y posteriormente por “Barranca de Metztitlán” y “Zona Protectora Forestal Vedada Cuenca Hidrográfica del Río Necaxa” ambas también al sur con 0.89 (Fig. 14).

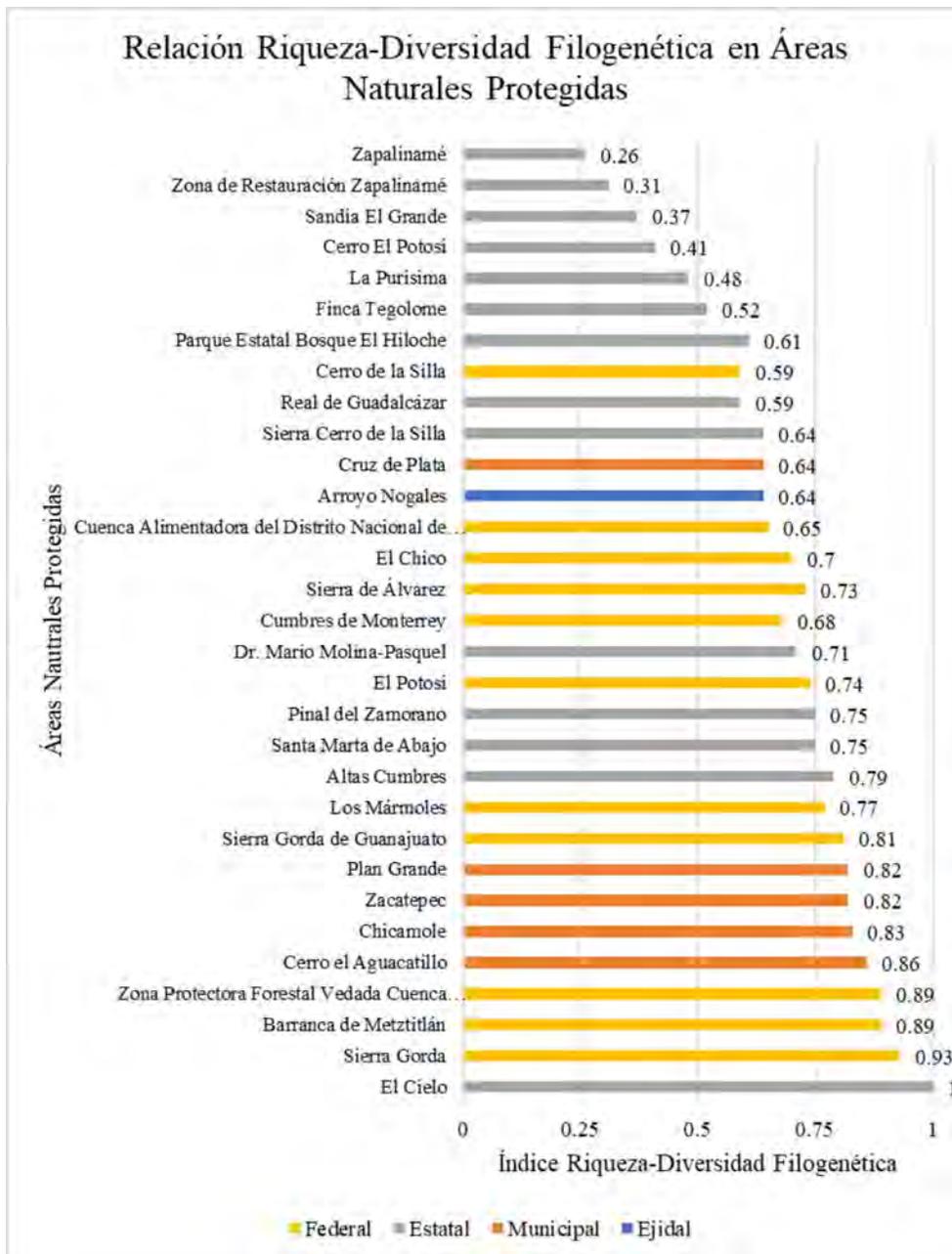


Figura 14: Valores de R-DF en Áreas Naturales Protegidas.

7.6 INDICE ED Y EDGE

Las seis especies con ED más alto fueron: *Eleutherodactylus verrucipes*, *Eleutherodactylus longipes*, *Lithobates johni*, *Rheohyla miotympanum*, *Craugastor decoratus* y *Parvimolge townsendi*. Mientras tanto, las siete especies con EDGE más alto fueron: *Sarcohyala charadricola*, *Eleutherodactylus longipes*, *Eleutherodactylus verrucipes*, *Lithobates johni*,

Rheohyla miotympanum, *Chiropterotriton chondrostega* y *Chiropterotriton magnipes*. Dentro del análisis dos especies se encontraron bajo la clasificación de críticamente amenazadas (CR): *Aquiloerycea quetzalanensis* y *Sarcohyla charadricola*; y seis como amenazadas (EN): *Chiropterotriton chondrostega*, *Chiropterotriton magnipes*, *Chiropterotriton multidentatus*, *Incilius cristatus*, *Isthmura gigantea* y *Pseudoeurycea lynchi*. De ellas solo tres tuvieron una clasificación alta de EDGE: *S. charadricola* (CR), *C. chondrostega* (EN) y *C. magnipes* (EN) (Tabla 7 y 8).

Tabla 7: Tabla Categoría de acuerdo con la IUCN (2023). Valor específico de distancia evolutiva (ED) y Distinción Evolutiva y Amenaza Global (EDGE) de acuerdo con el árbol reportado por Jetz y Pyron (2018), así como clasificación reportada en el proyecto EDGE of Existence (2020). Se resaltaron aquellos valores considerados bajo la clasificación más alta.

Especies	Categoría (IUCN)	ED	EDGE	EDGE of Existence
<i>Aquiloerycea cephalica</i>	LC	10.7102603	2.654475	
<i>Aquiloerycea galeanae</i>	VU	19.0980397	3.109315	858
<i>Aquiloerycea quetzalanensis</i>	CR	10.7102603	3.346236	213
<i>Aquiloerycea scandens</i>	LC	19.0980397	3.040693	
<i>Bolitoglossa platydactyla</i>	LC	32.5952066	3.533669	
<i>Charadrahyla taeniopus</i>	VU	27.4677395	3.453338	753
<i>Chiropterotriton chondrostega</i>	EN	25.7958296	3.781608	278
<i>Chiropterotriton dimidiatus</i>	VU	23.9576439	3.302303	266
<i>Chiropterotriton magnipes</i>	EN	25.7958296	3.781608	41
<i>Chiropterotriton multidentatus</i>	EN	9.86070106	3.169374	444
<i>Chiropterotriton priscus</i>	NT	24.8207818	3.273402	
<i>Craugastor decoratus</i>	LC	36.2373372	3.624905	755
<i>Craugastor rhodopis</i>	LC	26.6461135	3.376784	792
<i>Eleutherodactylus cystignathoides</i>	LC	31.9968224	3.515001	
<i>Eleutherodactylus longipes</i>	LC	61.6099967	4.141242	813
<i>Eleutherodactylus verrucipes</i>	LC	65.9728916	4.141242	813
<i>Incilius cristatus</i>	EN	15.8656637	2.976126	
<i>Isthmura gigantea</i>	EN	10.7402219	3.122135	
<i>Lithobates johni</i>	VU	43.8451401	3.880227	
<i>Parvimolge townsendi</i>	VU	33.8674885	3.426404	60
<i>Pseudoeurycea lynchi</i>	EN	18.7175848	3.207401	
<i>Rheohyla miotympanum</i>	LC	42.3754183	3.78521	
<i>Sarcohyla arborescandens</i>	NT	31.3296891	3.503469	
<i>Sarcohyla charadricola</i>	CR	31.3296891	4.188991	
<i>Sarcohyla robertsororum</i>	VU	31.4834432	3.565852	
<i>Tlalocohyla godmani</i>	VU	28.82986695	3.450954	

*Menor preocupación (LC), Casi Amenazada (NT), Vulnerable (VU), Amenazada (EN), Críticamente Amenazada (CR)

Tabla 8: Clasificación de cada especie de acuerdo con su EDGE y ED, tomando en cuenta los cuartiles para criterio de división.

Clasificación	Bajo EDGE	Intermedio EDGE	Alto EDGE
<i>Bajo ED</i>	<i>Aquiloerycea cephalica</i> <i>Chiropterotriton multidentatus</i> <i>Incilius cristatus</i> <i>Isthmura gigantea</i>	<i>Aquiloerycea quetzalanensis</i> <i>Pseudoeurycea lynchi</i>	
<i>Intermedio ED</i>	<i>Aquiloerycea galeanae</i> <i>Aquiloerycea scandens</i>	<i>Bolitoglossa platydactyla</i> <i>Charadrahyla taeniopus</i> <i>Chiropterotriton dimidiatus</i> <i>Chiropterotriton priscus</i> <i>Craugastor rhodopis</i> <i>Eleutherodactylus cystignathoides</i> <i>Sarcohyla arborescandens</i> <i>Sarcohyla robertsorum</i> <i>Tlalocohyla godmani</i>	<i>Chiropterotriton chondrostega</i> <i>Chiropterotriton magnipes</i> <i>Sarcohyla charadricola</i>
<i>Alto ED</i>		<i>Craugastor decoratus</i> <i>Parvimolge townsendi</i>	<i>Eleutherodactylus longipes</i> <i>Eleutherodactylus verrucipes</i> <i>Lithobates johni</i> <i>Rheohyla miotympanum</i>

De forma similar, al analizar los modelos de distribución para especies con valores altos de ED y EDGE, se determinó que hubo una mayor distribución en las regiones central y norte de la SMO (Fig. 14: A y B). Las especies con ED y EDGE intermedio y bajo tuvieron una distribución potencial mayoritaria al sur (Fig. 15: C, D, E y F).

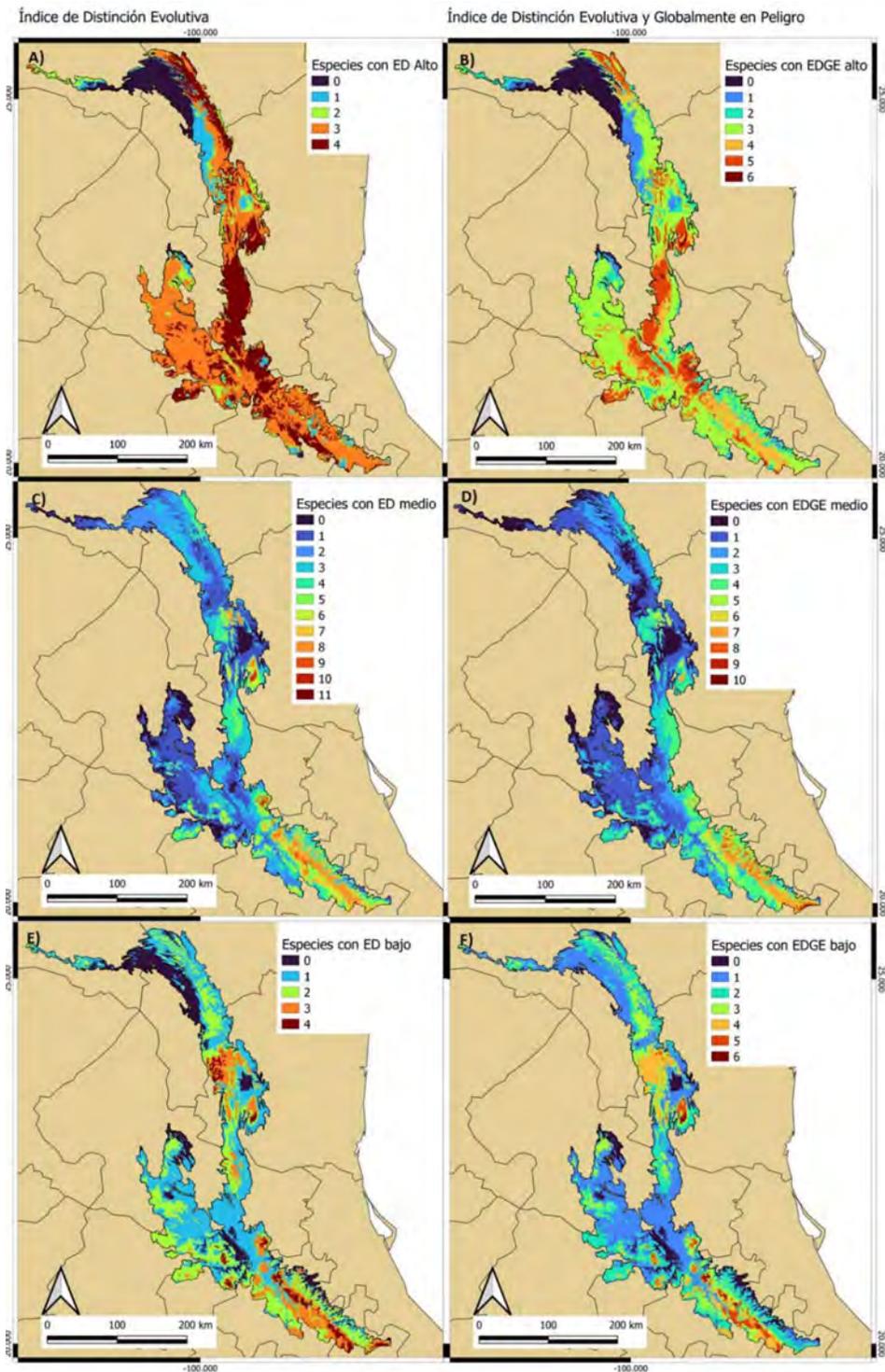


Figura 15: La distribución de las especies de acuerdo con su valor para los índices ED y EDGE. A) Número de especies con altos valores para ED. B) Número de especies con altos valores para EDGE. C) Número de especies con valores intermedios para ED. D) Número de especies con valores intermedios para EDGE. E) Número de especies con valores bajos para ED. F) Número de especies con valores bajos para EDGE.

7.6.1 Áreas Naturales Protegidas y ED-EDGE

Al analizar la relación entre cada una de las Áreas Naturales Protegidas y los índices de ED y EDGE, se encontró que 24 de las 31 ANP tuvieron cuatro especies con ED Alto; sin embargo, sólo cinco ANP's tuvieron a todas las especies con EDGE alto. Tres ANP's "El Cielo" en el centro-este, "Sierra Gorda" y "Barranca de Metztitlán" ambas al sur, presentaron valores máximos para la presencia de las especies, con 20 especies en total; similar a la riqueza máxima de 19 especies. Por otro lado, aquellas ANP's en el norte de la SMO con una menor presencia de especies con ED y EDGE alto fueron "Cerro El Potosí", con ninguna especie, y "Zapalinamé" y "Sandía El Grande", con valores máximos de una sola especie para ambos casos (Fig. 16; ANEXO: Tabla 3).

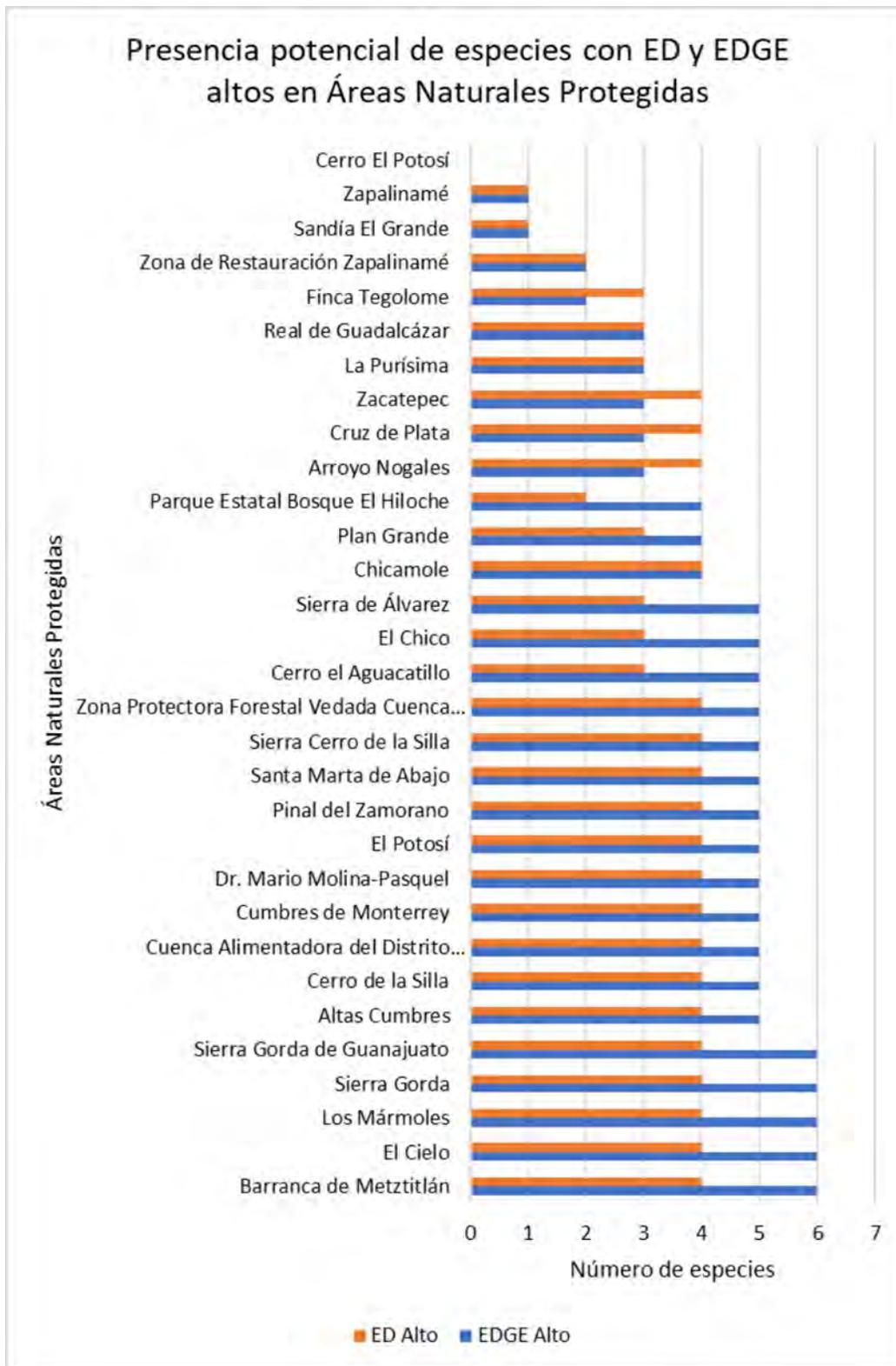


Figura 16: Presencia potencial de especies con valores ED y EDGE altos para cada ANP.

7.7 Relación de índice Riqueza-Diversidad Filogenética con riesgos potenciales

Se determinó que el principal uso de suelo para zonas con R-DF superior a 0.75 fue el de vegetación secundaria con una cobertura de hasta 2,324 km², seguido de zonas de uso agrícola con 1,146 km². Las principales zonas con interacción en asentamientos humanos fueron aquellas con un R-DF intermedio, alcanzando un área total de 461 km²; la cercanía con calles y avenidas demostró poseer una amplia cobertura dentro de la SMO, cubriendo un 8% de área mayor que los asentamientos humanos abarcando desde áreas con bajo, medio y alto valor de R-DF (Fig. 17). En general la mayor parte de la SMO posee un riesgo de sequía intermedio; dentro de ella, las áreas con R-DF alto se encuentran principalmente con una amenaza intermedia de sequía, las áreas con R-DF medio alto y medio bajo también se encuentran en esta situación. Por otro lado, aquellas áreas con R-DF bajo poseen bajo riesgo de experimentar sequías (Fig. 18).

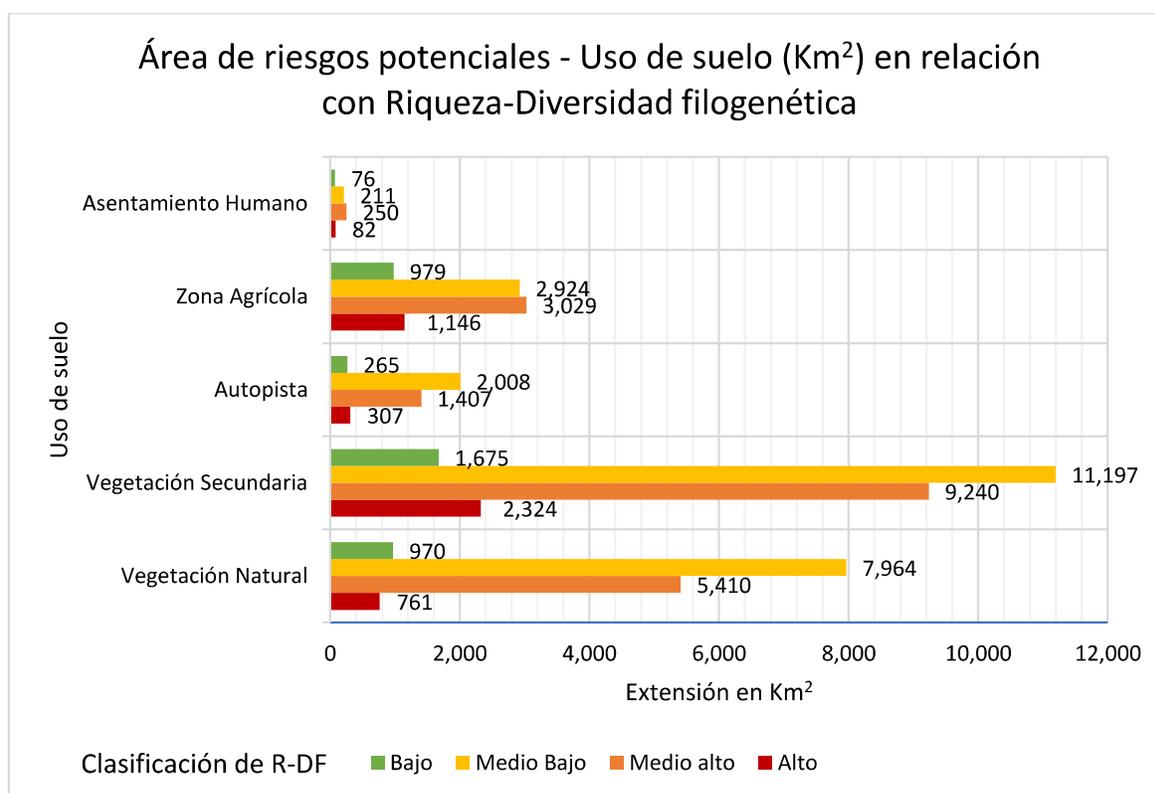


Figura 17: Áreas de riesgos potenciales por uso de suelo en relación con índice R-DF.

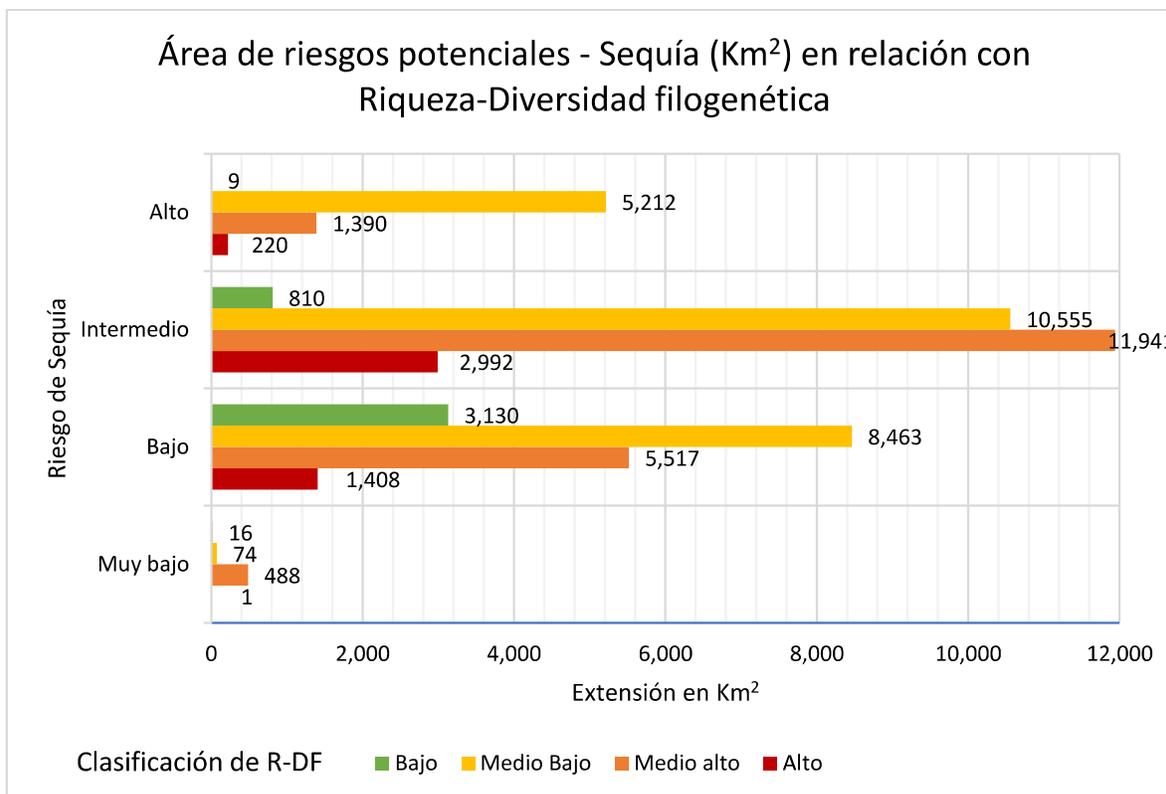


Figura 18: Área de riesgos potenciales por riesgo de sequía en relación con índice R-DF.

Al analizar la cobertura que poseen los diferentes factores de riesgo a través de la SMO, se pudo apreciar que en cuanto al uso de suelo al menos 47% del suelo de la SMO pertenece a algún tipo de vegetación secundaria, 15% a uso agrícola, 8% a autopistas y 1% a asentamientos humanos (Fig. 19 y 20). En cuanto a los riesgos de sequía, el 13% de la cobertura de la SMO posee un riesgo alto, el 50% un riesgo intermedio, el 36% un riesgo bajo y el 1% un riesgo muy bajo (Fig. 21 y 22).

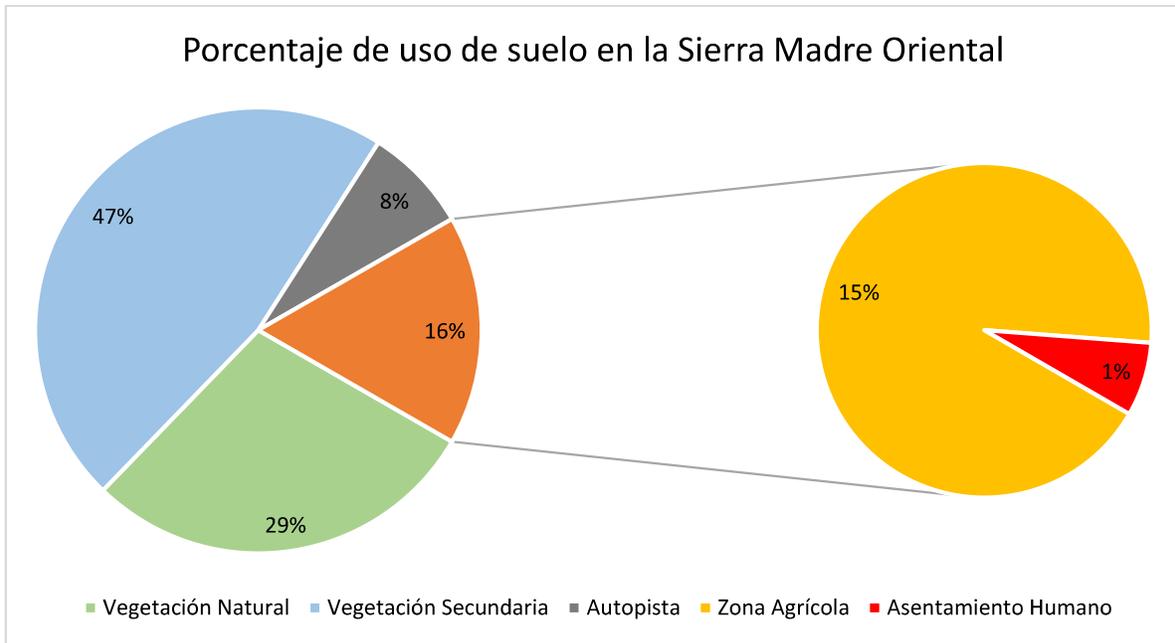


Figura 19: Porcentaje de uso de suelo dentro de la Sierra Madre Oriental.

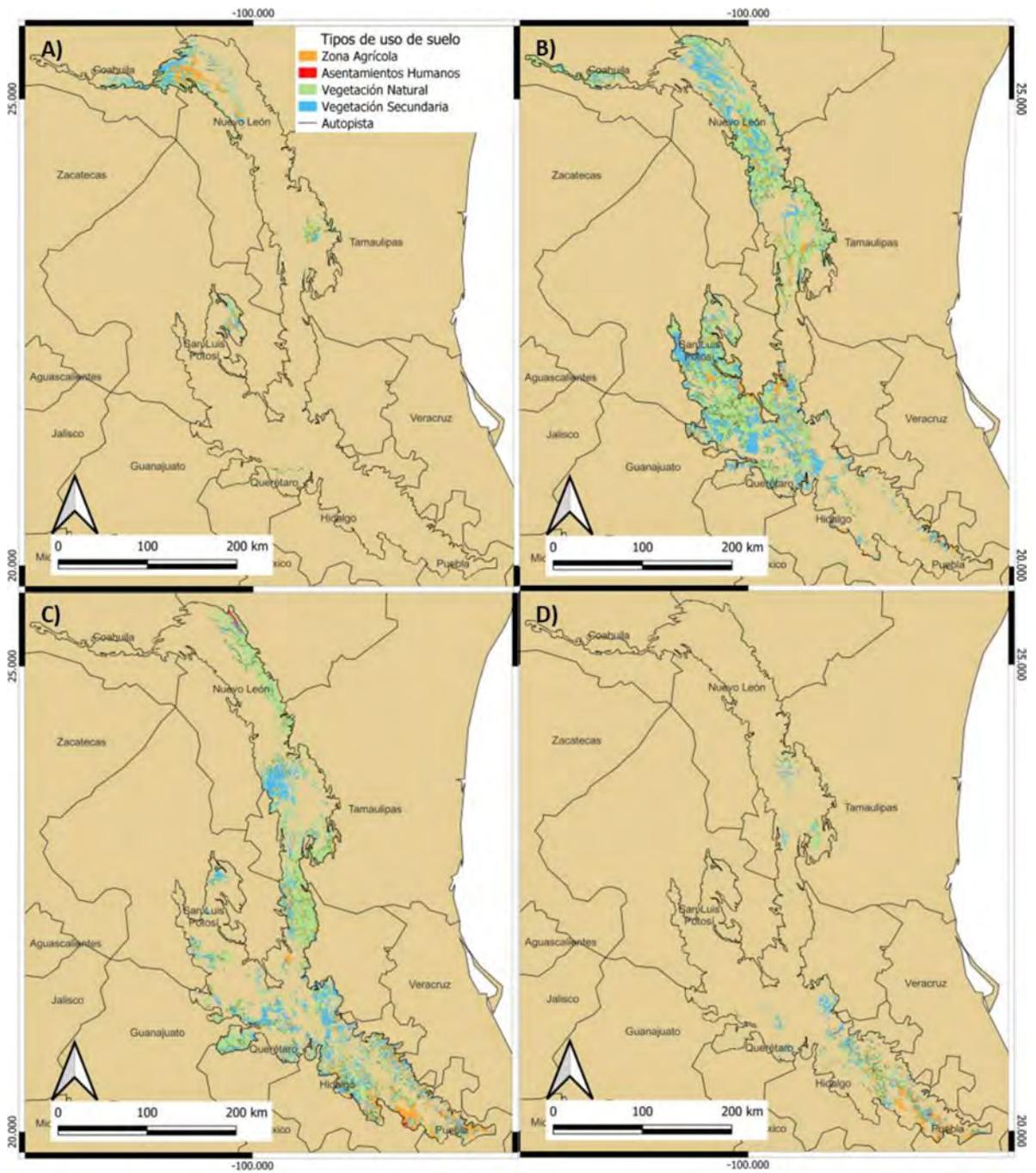


Figura 20: Mapa de distribución de uso de suelo dentro de la Sierra Madre Oriental de acuerdo con el índice R-DF: A) Para valores 0 – 0.25, B) Para valores 0.25 – 0.5, C) Para valores 0.5 – 0.75, D) Para valores 0.75 – 1.

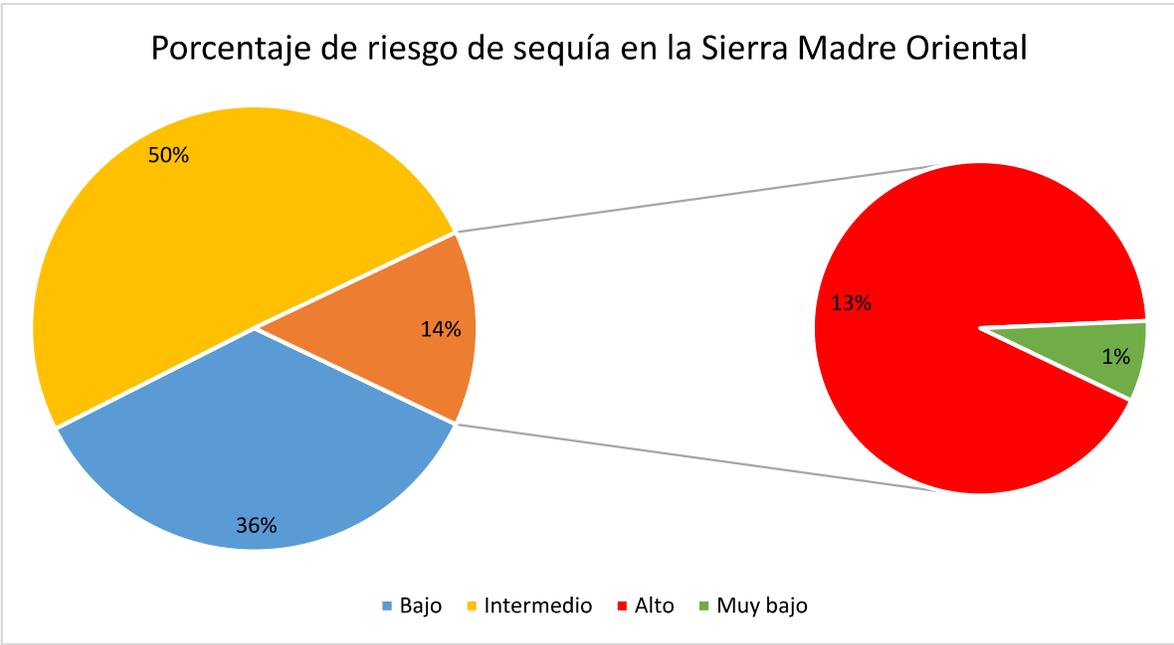


Figura 21: Porcentaje de riesgo de sequía dentro de la Sierra Madre Oriental.

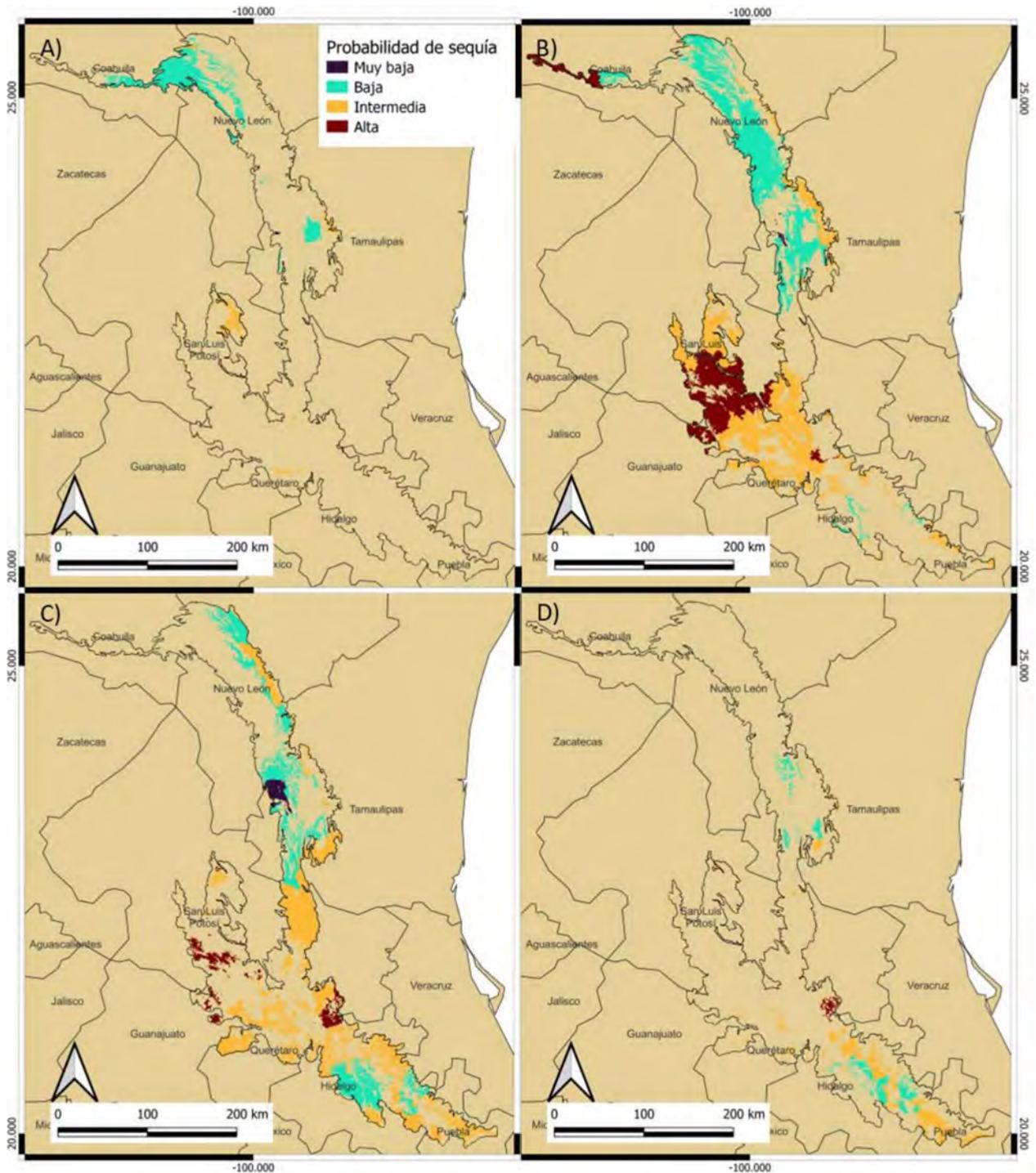


Figura 22: Mapa de distribución de riesgo de sequía dentro de la Sierra Madre Oriental de acuerdo con el índice R-DF: A) Para valores 0 – 0.25, B) Para valores 0.25 – 0.5, C) Para valores 0.5 – 0.75, D) Para valores 0.75 – 1.

7.8 Relación de Riqueza y Diversidad Filogenética con latitud

DISTRIBUCIÓN DE ANFIBIOS Y SU DIVERSIDAD FILOGENÉTICA EN LA SIERRA MADRE ORIENTAL (SMO), IDENTIFICANDO ÁREAS PRIORITARIAS PARA LA CONSERVACIÓN

Las celdas de riqueza, diversidad filogenética y R-DF tuvieron una distribución no normal (Kolmogorov-Smirnov) ($p < 0.05$). Se determinó que hubo una correlación de Pearson de -0.486 para riqueza de especies, -0.543 para Diversidad filogenética y -0.521 para R-DF ($p < 0.01$). Esta tendencia reflejó una relación inversa entre el aumento de latitud y de riqueza, DF y R-DF. Se pudo observar que en las latitudes 17 y 21, latitudes dónde se encuentran las ANP's "El Cielo" y "Santa Marta de Abajo", respectivamente (Fig. 23, 24 y 25), es donde existieron valores muy altos, siendo superados solamente por aquellos de latitudes con clasificación de 1 a 5 (Fig. 26, 27 y 28).

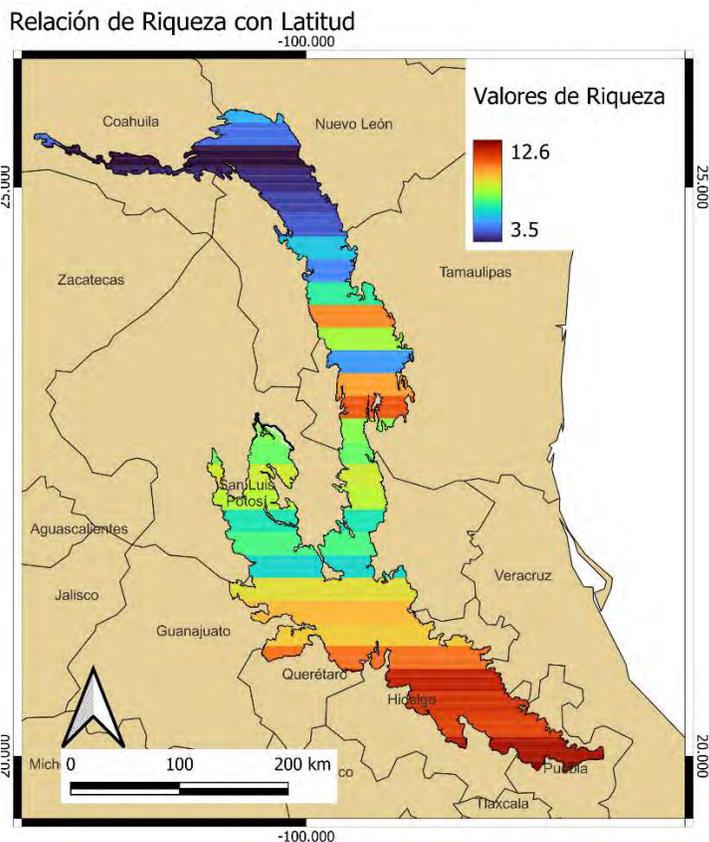


Figura 23: Mapa de distribución de la riqueza de especies con respecto a la latitud.

Relación de Diversidad Filogenética con Latitud

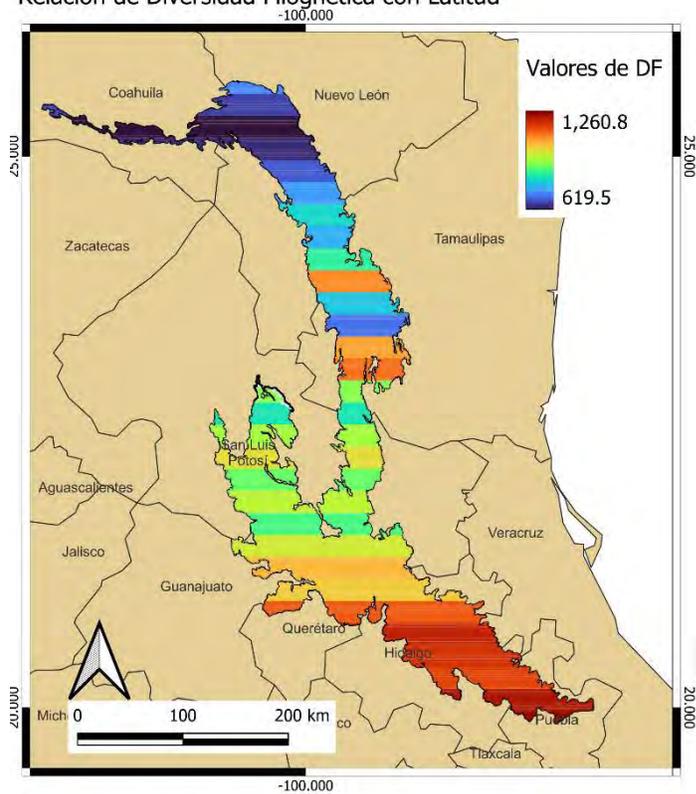


Figura 24: Mapa de distribución de la diversidad filogenética con respecto a la latitud.

Relación de Riqueza - Diversidad Filogenética con Latitud

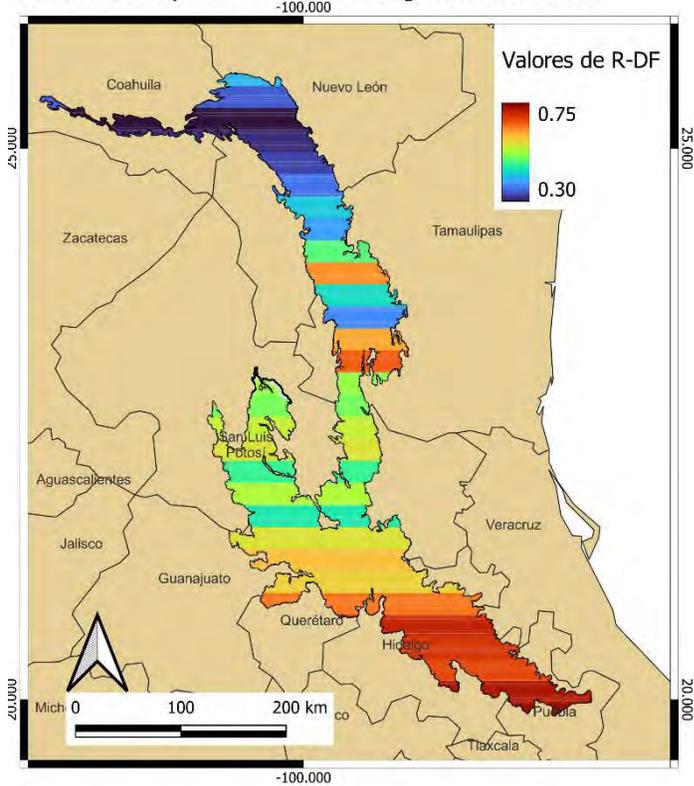


Figura 25: Mapa de distribución de la relación Riqueza-Diversidad Filogenética de especies con respecto a la latitud.

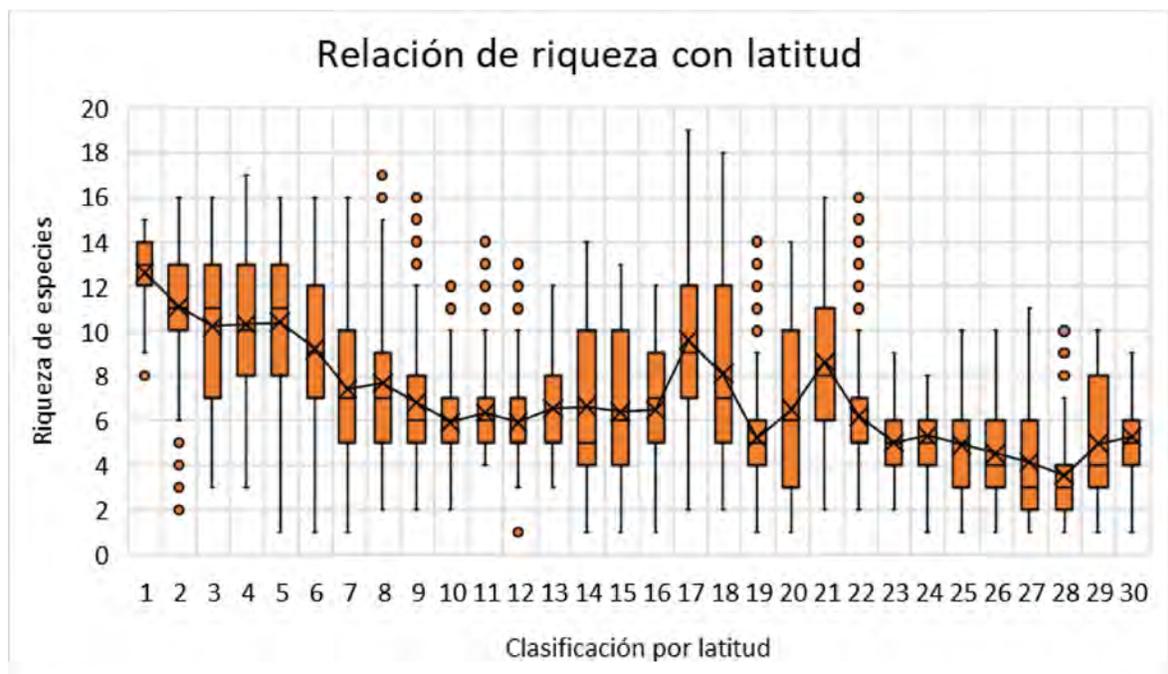


Figura 26: Distribución de la riqueza de especies con respecto a la latitud.

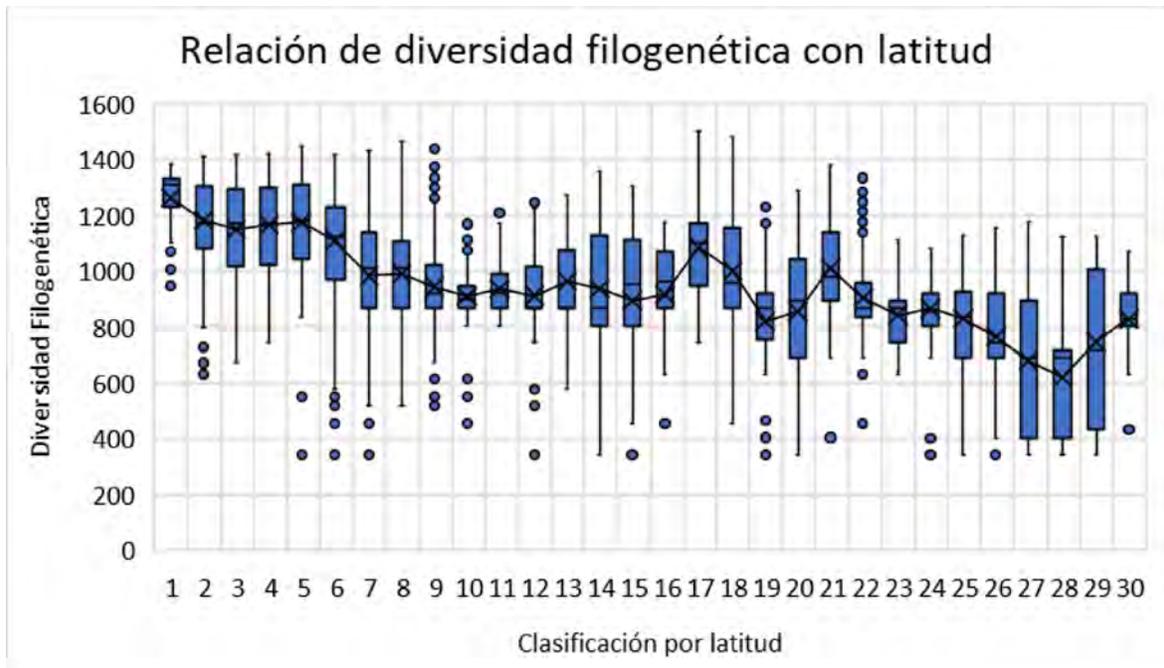


Figura 27: Relación de diversidad filogenética con latitud.

Riqueza-Diversidad Filogenética en relación con clasificación por Latitud

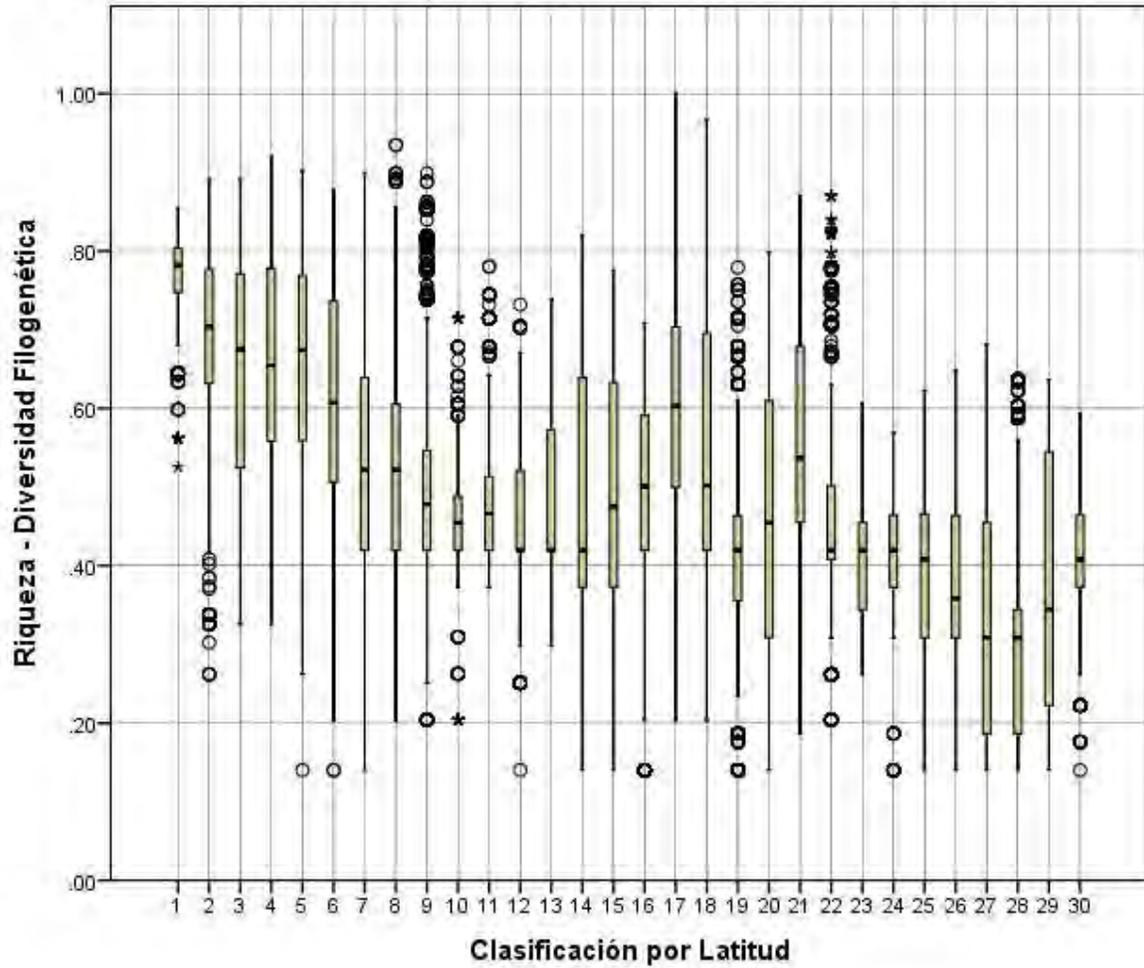


Figura 28: Relación de Riqueza - Diversidad Filogenética con latitud.

VIII. DISCUSIÓN

Especies de anfibios seleccionadas

Una de las posibles complicaciones relacionadas a la predicción de áreas de distribución es los datos de localidades de registro que se utilizan para el modelado; los modelos de este estudio se realizaron tomando como base las localidades reportadas en GBIF, algunas de las limitaciones al usar estos datos son el sesgo espacial que podría existir, así como el agrupamiento de localidades (Beck et al., 2014). Esta metodología ha sido utilizada por diferentes autores (Anderson, et al., 2016; Campbell, et al., 2023), y aunque se reconoce la posibilidad de sesgo al utilizar datos de zonas concurridas y no de zonas poco visitadas, es importante destacar que este modelado sigue siendo una herramienta valiosa y confiable para el análisis de riqueza de especies (Alhajeri & Fourcade, 2019; Beck et al., 2014). Además, para mitigar el sesgo se filtraron las localidades reportadas por GBIF bajo diferentes criterios: a) Distribucional: se descartaron aquellas localidades con una distancia superior a los 40 km de un grupo de localidades, esto siendo una sobreestimación a los 10 km propuestos por da Fonte y colaboradores (2019) como dispersión máxima para anfibios, así como aquellas con una distancia menor de 0.0083 grados de distancia euclidiana siendo considerados como datos repetidos; b) Altitudinal y ambiental: se descartaron localidades con más de tres variables con valores anómalos (rango intercuartil de 1.5) (Chapman, 2005; Osorio-Olvera et al., 2020); c) Referencia: se utilizaron los polígonos de distribución generados por la IUCN (2022) y se descartaron aquellas localidades con una distancia superior a los 40 km utilizados como sobrestimación de dispersión máxima para anfibios (da Fonte, et al., 2019). Así mismo, la selección de especies basada en su valor EDGE y ED, junto con otros criterios de conservación, como su extensión territorial (Tucker et al., 2012), su nivel de protección local (Quintero-Vallejo & Ochoa-Ochoa, 2022), entre otros, son herramienta útil para la toma de decisiones en la conservación de la biodiversidad. Sin embargo, es importante tener en cuenta que estas medidas podrían no capturar completamente la complejidad de los procesos ecológicos, evolutivos y funcionales que dan forma a la diversidad biológica (Chapman et al., 2018), tales como variabilidad genética, la adaptación local y el tamaño poblacional, parámetros poblacionales que son cruciales para la conservación de especies en peligro de

extinción (Leberg, 1990). Por lo tanto, cualquier estrategia de conservación debe ser considerada tomando esto en cuenta y no basarse únicamente en estos índices.

Relación de especies con áreas naturales protegidas

Se encontraron áreas con una riqueza potencial de hasta 19 especies de anfibios en la Sierra Madre Oriental. La mayoría de las áreas con alta riqueza se encontraron principalmente al sur de la SMO; sin embargo, al este de la SMO se encontraron otras áreas con alta riqueza, particularmente en el ANP “El Cielo”, así como al norte de esta. Estos valores altos en riqueza fueron complementados con alta diversidad filogenética dentro de esta ANP, criterio que ha sido sugerido por diferentes autores para ser tomado en cuenta al momento de planear estrategias de conservación (Carvalho et al., 2017; Forest et al., 2007; Zhang et al., 2016).

Si bien estos patrones de DF fueron influenciados principalmente por la riqueza, también influyó radicalmente la presencia de especies con alta distinción evolutiva (ED) (Faith; 1992). “El Cielo” ha tomado el interés de diferentes investigadores, entre ellos Contreras y Huerta (2001) quienes discutieron las causas de los altos patrones de riqueza de especies de mamíferos dentro de la región, concluyendo que esto se ve altamente influenciado por la combinación de variables de altitud con los cuatro tipos principales de vegetación de la región: bosque tropical semideciduo, bosque nuboso, bosque de pino-encino y matorral seco. Por otro lado, Obregón-Zuñiga y colaboradores (2013) analizaron la SMO y resaltaron la riqueza de especies pertenecientes a la superfamilia *Curculionoidea* (Orden: *Coleoptera*), particularmente en esta ANP, sugiriendo la presencia de un óptimo manejo del hábitat.

El análisis de la relación entre riqueza y filogenia en un contexto ecológico es fundamental para comprender la diversidad biológica de una región; sin embargo, es necesario remarcar que DF considera la distancia evolutiva de cada especie en una comunidad. Si bien, la riqueza influye en este valor, las áreas de alta riqueza de especies y de endemismo de especies no son necesariamente áreas de alta diversidad filogenética o de endemismo filogenético. Lo anterior, se observó en la comparativa entre Riqueza con DF (ANEXO: Figura: 1) (Pio, et al., 2011; Mishler, et al., 2014).

Índice ED y EDGE

Las especies pertenecientes a las familias *Ranidae* y *Eleutherodactylidae* fueron las que obtuvieron los valores más altos en los índices ED y EDGE. Estos altos valores de ED sugirieron un rol funcional único por sus características fisiológicas y proporciones diferentes. Además, los altos índices de EDGE destacaron la amenaza potencial que conlleva la pérdida de estas especies (P. M. Chapman et al., 2018; Lean & Maclaurin, 2016; Redding et al., 2010; Veron et al., 2021). Aun con valores altos para ED y EDGE, la clasificación de *Eleutherodactylus longipes* y *Eleutherodactylus verrucipes* en la IUCN (2022) es de menor preocupación (LC); lo regular es que los valores más altos sean para especies con alto nivel de amenaza (Pearse et al., 2015). Es necesario considerar que estos valores fueron los más altos en ED para las especies con una distribución potencial predominante en la SMO; esto indica que están ubicadas en posiciones únicas y distantes en el árbol filogenético en comparación con otras especies, y que su distribución potencial es reducida en comparación con las especies no analizadas de la misma familia de acuerdo con la IUCN (2022). Por ello se asume que éstas dos especies tienen características genéticas o evolutivas particulares que las hacen significativamente diferentes de otras especies, reflejándose en su fisonomía y roles funcionales. Incluso si existiese redundancia en los roles funcionales de estas especies con miembros pertenecientes a la misma familia, no opacaría su prioridad en términos de conservación debido a su área restringida de distribución (Tucker et al., 2012; Winter et al., 2013; Pillar, et al., 2013; Rosenfeld, 2002).

Estas especies pertenecientes a las familias *Ranidae* y *Eleutherodactylidae*, de las cuales solo se incluyeron en la investigación una y tres especies, respectivamente. Sin embargo, no son las únicas especies presentes de estas familias en la SMO (ANEXO: Tabla 1). *Ranidae* es una familia descrita como cosmopolita, mientras que *Eleutherodactylidae* se encuentra principalmente en Centroamérica. En ambos casos para las especies analizadas, la presencia en un área reducida en comparación a las otras especies de la misma familia es un escenario particular; se destaca la amplia presencia de especies de la misma familia en la SMO, lo que sugiere un posible endemismo por parte de las especies analizadas (Bonetti & Wiens, 2014; Frost, 2023). Esto, en conjunto con los altos valores para ED, simbolizaría una alta distinción evolutiva para estas especies y un rol funcional único, en comparación con aquellas

que también habitan en esta región (Chapman et al., 2018; Mazel et al., 2018; Webb et al., 2002).

Este trabajo no es el primero en realizar análisis de ED y EDGE para las 26 especies de anfibios analizados, ya que existe el análisis global realizado por el proyecto EDGE of Existence en 2020 (<https://www.edgeofexistence.org>). En su análisis los valores para *Chiropterotriton magnipes*, *Parvimolge townsendi*, *Aquiloerycea quetzalanensis*, *C. dimidiatus*, *C. chondrostega*, *C. multidentatus*, *Charadrahyla taeniopus*, *Craugastor decoratus* y *C. rhodopis*; fueron mayores a los reportados en este análisis, lo cual sugiere un valor más alto en cuanto a la vulnerabilidad ante amenazas de estas especies, así como una metodología diferente a la empleada en este análisis (Isaac et al., 2012). De las siete especies con EDGE alto, sólo cuatro entraron dentro de la clasificación de top 864 a nivel mundial descrito por EDGE of Existence; de ellas sólo una se encontraban en el Top 100: *C. magnipes*. Esta diferencia se debe a dos factores, la diferencia de clasificación de amenaza entre las especies, ya que al estar directamente vinculado con esta clasificación el valor EDGE era más alto para aquellas especies con una clasificación mayor de amenaza; así como la fuente de información filogenética.

El análisis realizado por EDGE of Existence en 2020, con el protocolo de Isaac y colaboradores (2012), posiciona seis de las especies anteriormente mencionadas en una categoría de amenaza más alta (Críticamente Amenazada). Solo los casos de las especies *A. quetzalanensis*, *C. dimidiatus* y *C. chondrostega*, se encuentran en la misma categoría o en una aún más grave de amenaza. Esto se debe a que los análisis de EDGE of Existence fueron realizados en el año 2020 y como ya fue mencionado en la metodología la fórmula de es: $EDGE = \log(1+ED) + GE * \log(2)$; lo cual implica que ante una mayor categoría de riesgo se obtiene un valor EDGE más alto. Posterior al presente análisis, es necesario comparar la diferencia entre metodologías para la determinación del ED, mientras en el análisis de EDGE of Existence se utilizó la taxonomía descrita por Amphibians of the World (<https://amphibiansoftheworld.amnh.org>), disponible en ese año, así como el árbol diseñado por Roelants y colaboradores (2007), usaron cinco genes: 16s RNA, CXCR4, NCX1, RAG1 y SLC8A3, así como cuatro especies de amniotas y secuencias combinadas de dos peces. En

el análisis de Jetz y Pyron (2018), que fue usado en el presente estudio, se utilizaron 12 genes teniendo a *Homo sapiens* como grupo externo; y la taxonomía descrita por AmphibiaWeb en el 2014 (<http://amphibiaweb.org>), ellos complementaron el diseño de este árbol con datos experimentales y referencias literarias. La diferencia de las clasificaciones de riesgo, así como en las metodologías, principalmente la inclusión de más genes (CXCR4, H3A, NCX1, POMC, RAG1, RHOD, SIA, SLC8A3, TYR, cyt-b y 12S/16S) en el árbol, genera una clara diferencia en los resultados de DE para cada especie, lo cual agrega un peso mayor a estos valores reportados por Jetz y Pyron (2018).

Las especies *E. longipes* y *E. verrucipes*, que presentaron el valor EDGE más alto para especies con distribución predominante en la SMO, a pesar de encontrarse bajo la clasificación de menor preocupación (LC); esto resalta su gran Distinción Evolutiva y cómo a pesar de estar clasificada como “LC”; sin embargo, el considerarse especies de menor preocupación no necesariamente significa estabilidad en las poblaciones (Peters et al., 2015). Como se ha mencionado en múltiples estudios, especies que se encuentran bajo esta clasificación enfrentan múltiples amenazas en sus poblaciones, principalmente el cambio de uso de suelo y la hostilidad humana (Erinjery et al., 2017; Kumara et al., 2010; Polidoro et al., 2010). Desafortunadamente estas amenazas coinciden con las amenazas potenciales reportadas por la IUCN (2023) para estas especies, siendo principalmente los cultivos no maderables anuales y perennes, la ganadería y la tala y extracción de madera. Estas amenazas también se encuentran reportadas para las otras dos especies con valores de ED y EDGE más altos *Lithobates johnei* y *Sarcohyala charadricola* dentro de la SMO, que se encuentran como Vulnerable (VU) y Críticamente amenazada (CR) respectivamente; estas amenazas y factores de riesgo han sido evidenciados por múltiples autores (Sahagún-Sánchez, & Reyes-Hernández, 2018; Castro-Navarro, et al. 2017; IUCN, 2023).

Es importante destacar que los resultados de esta investigación respecto a la importancia de las especies utilizadas, coinciden con otros estudios que han identificado a muchas de estas especies como importantes para la conservación de la biodiversidad en la región. Por ejemplo, Quintero-Vallejo y Ochoa-Ochoa (2022) encontraron que *Aquiloerycea galeanae*, *Eleutherodactylus dennisi* e *Incilius cristatus* son especies prioritarias para la conservación

en la SMO por su presencia en regiones que se consideran amenazadas, donde ellos tomaron como amenaza la presencia en hábitats modificados, zonas urbanas, así como la carencia de acciones preventivas en su conservación.

Áreas Naturales Protegidas y ED-EDGE

Se ha documentado que la creación de ANP's es una estrategia viable para la conservación y es efectiva aun cuando se permiten actividades humanas de tipo recreativo (Peach et al., 2019; Vimal et al., 2021). Al analizar los modelos de distribución potencial de anfibios en ANP's municipales y ejidal, se observó que algunas poseían valores altos de riqueza, así como la presencia de especies con altos valores de ED y EDGE, pero en un área aproximada de 1 km². Si bien, esto podría resultar preocupante, es necesario mencionar que Quintero-Vallejo y Ochoa-Ochoa (2022) compararon el tamaño del área de las ANP contra la distribución de los anfibios en México, de acuerdo con ellos la importancia de las ANP pequeñas, es igual que las ANP's grandes, a pesar de sus diferencias de extensión. Esto se pudo reafirmar en el presente estudio al observar que estas ANP's son las que tienen alta riqueza, así como especies con valores altos e intermedios para EDGE, particularmente Plan Grande, Zacatepec, Chicamole y Arroyo Nogales, que incluso superaron los valores de otras ANP más extensas. De estas ANP's, todas ubicadas al sur de la SMO en Hidalgo, Plan Grande (14 especies) es bosque pino encino, Zacatepec (15 especies) presenta zonas de bosque mesófilo de montaña y pastizal cultivado, Chicamole igualmente (15 especies) presenta una vegetación de zona de agricultura temporal y anual permanente, bosque mesófilo de montaña y vegetación secundaria arbustiva de bosque mesófilo de montaña, Arroyo Nogales (con 10 especies) presenta vegetación de matorral submontano. Esta diferencia puede deberse a factores ambientales y/o administrativos, como de protocolos y el cuidado dentro de la ANP, pudiendo esto contribuir una mayor atención al manejo de las especies en la ANP (Buskirk, 2005; Gaston, et al. 2008).

Relación de índice Riqueza-Diversidad Filogenética con riesgos potenciales

Entre los análisis de posibles amenazas se encontró una notoria presencia de valores altos de R-DF para anfibios en zonas de vegetación secundaria y de uso agrícolas, 2,324 y 1,146 km² respectivamente. Aunque estos paisajes agrícolas pueden proporcionar hábitat para muchas

especies de anfibios (Hartel & von Wehrden, 2013; Weyrauch & Grubb, 2004), puede no ser el caso para la mayor parte de las especies con EDGE alto analizadas en esta investigación, ya que son perturbadas por los campos de cultivo, lo que indicaría una salud pobre en las poblaciones (IUCN, 2022). Además de esto, la salud de sus poblaciones se ven amenazadas por el creciente uso de pesticidas y otros productos químicos agrícolas, ya que principalmente afectan las actividades de las tiroides, vías retinoides y la diferenciación sexual; estas afectaciones han sido reportadas para *Rheohyla miotympanum* entre otras (IUCN, 2022; Mann et al., 2009; Piha, 2006). Este panorama es igual de amenazante cuando se habla de anfibios frente a zonas pertenecientes a asentamientos humanos por la urbanización, la baja disponibilidad de refugios, las perturbaciones auditivas, esencialmente cambiando en uso de suelo y poniendo en riesgo a las poblaciones de anfibios. Afortunadamente, dentro de la SMO, los asentamientos humanos solo ocupan el 1% del uso de suelo (Cordier et al., 2021; Hamer & McDonnell, 2008).

La vegetación secundaria ocupa un 29% de la SMO (INEGI, 2019) y ante esto se resalta que de las áreas con R-DF más alto poseen una mayor distribución en este tipo de suelo; esto es alarmante, ya que algunas investigaciones resaltan las deficiencias de la vegetación secundaria para retener especies características de la vegetación primaria (Newbold et al., 2016), sus posibles deficiencias en captación de nutrientes dentro de la vegetación (Gehring et al., 1999), así como el riesgo por la introducción de especies exóticas (Ramanamanjato & Ganzhorn, 2001). Se ha reportado que esto último ha afectado a las especies descritas con EDGE alto: *Chiropterotriton chondrostega*, *Chiropterotriton magnipes* y *Rheohyla miotympanum* (IUCN, 2022). Sin embargo, es necesario considerar que no todas las especies de anfibios responden igual ante estos cambios en la vegetación, los efectos de la sucesión de la vegetación secundaria son altamente dependientes de las características específicas de cada especie de anfibios (Thompson & Donnelly, 2018). Por otro lado, en Costa Rica (Hilje, & Aide, 2012), en Jalisco, México (Rosas-Espinoza, et al. 2022; Suazo-Ortuño, et al., 2015) y Malasia (Gillespie, et al. 2012), se ha demostrado que las especies de anfibios pueden verse beneficiadas por el uso de vegetación secundaria. Teniendo todo esto en cuenta, se puede argumentar que la vegetación secundaria ha fomentado la prevalencia de zonas con alto R-DF, ya que las zonas con vegetación secundaria no son consideradas una amenaza para los

anfibios (Thompson & Donnelly, 2018). No obstante, su gran cobertura en la SMO ofrece una oportunidad para argumentar y llevar a cabo investigaciones que nos permitan conocer específicamente su efecto en la SMO, así como su influencia en los anfibios.

Con respecto al riesgo de sequía, el riesgo es intermedio para la mayoría de la SMO (50%); la mayor parte de áreas con R-DF alto (2,992 km², equivalente a su 65%) se encuentran en este nivel de riesgo ya que muchos autores han hecho énfasis en los impactos negativos que puede tener la aridez para las poblaciones de anfibios, ya sea alterando sus hábitos reproductivos o sitios de refugio (Adams et al., 2017; Becker et al., 2007; Ochoa-Ochoa et al., 2019; Shi et al., 2021). Con base en los resultados del presente estudio, sólo un 13% de la SMO posee un riesgo alto de sequía, y estas zonas pertenecen principalmente a áreas con R-DF intermedio. Dada esta situación, se hace evidente la necesidad de realizar más investigaciones para conocer la situación actual de las especies ubicadas en estas zonas y comprender cómo enfrentan los desafíos del cambio climático: temperaturas extremadamente altas y cambios en las precipitaciones, disminución de recursos hídricos en el norte y lluvias más intensas en el sur (CONANP, 2013).

Un 8% de la SMO (3,987 km²) se encuentra ocupado por autopistas; esto es peligroso para las poblaciones de anfibios en la SMO, principalmente porque afecta a una gran porción de zonas con R-DF intermedio, es decir, zonas de alta riqueza con DF intermedio y DF alto con riqueza intermedia. Ya que se ha documentado que ante esta fragmentación de hábitat, la mayoría de las especies suelen inmovilizarse ante la presencia de vehículos en movimiento, resultando en una mayor mortalidad al tratar de cruzar en estas zonas consecuentemente viéndose involucrados en un accidente vehicular o atropellos (Cosentino et al., 2014), también radica en la reducción de la calidad de los refugios (Mazerolle et al., 2005), cambios en hábitos de movimiento y reducción en la reproducción (Karraker & Gibbs, 2011).

Relación de Riqueza y Diversidad Filogenética con latitud

Al analizar el índice de R-DF, se pudo observar que las zonas que presentaron valores más altos se encontraron principalmente al sur de la SMO, así como en el área perteneciente al ANP “El Cielo”, ubicada al Centro-Este de la SMO. Estos altos valores al sur de la SMO remarcan la relación inversamente proporcional entre la latitud con la riqueza, diversidad

filogenética y R-DF (Stevens, 1989; Willig & Presley, 2017). Existe un consenso general de que la productividad primaria neta, o energía capturada en tierra, es máxima en los trópicos y disminuye a medida que aumenta la latitud, en paralelo con los patrones a gran escala de la biodiversidad (Blackburn, & Gaston, 1996; Wickens et al., 1977; Begon et al., 2021). Dentro de este análisis se encontró una “excepción” a esta tendencia de disminuir la riqueza y diversidad filogenética al alejarse del ecuador, en las zonas que presentan un índice R-DF alto, ubicándose en el norte y este de la SMO en las zonas latitud con clasificación 17 (22.9708327 - 23.1624994) y 21 (23.7708327 - 23.9624993), que estas albergan las ANP “El Cielo” y “Santa Marta de Abajo” esto puede deberse a las capacidades de las ANP’s para ofrecer refugio a diversas especies y crear entornos ambientales más estables ante las fluctuaciones constantes que podrían afectar a la región (Lehikoinen et al., 2019; Peach et al., 2019; Hannah, 2008).

Perspectivas y futuro

Es importante destacar que la protección de las especies con distribución predominante en la SMO también podría tener implicaciones económicas. Por ejemplo, el turismo ecológico basado en la observación de especies endémicas puede proporcionar beneficios económicos a las comunidades locales y ayudar a promover la conservación de los ecosistemas naturales, como lo ha hecho en el proyecto de “SAVE THE FROGS” (<https://savethefrogs.com>) quienes han dado ecotours a lo largo del continente americano (Kumari et al., 2010; Adum, et al., 2012). Otro ejemplo son los programas que buscan incentivar el uso de anfibios para el control de plagas en zonas de cultivo de Boston EE. UU. (West, 2018). Si bien estos programas no se llevan a cabo en México, existen alternativas para llevar a cabo el aprovechamiento sustentable de la vida silvestre en la SMO. Una de las propuestas establecidas por Navarro-Monge y Ruiz Barrón (2012) sugieren lo siguiente: la implementación de programas para desarrollo sostenible, control y regulación de las áreas para deforestar, así como el uso de un impuesto extra que sea usado para dar mantenimiento a los bosques, el desarrollo de ANP’s y, finalmente, la colaboración y comunicación entre los distintos involucrados para una implementación óptima de cualquier plan de manejo. Por otro lado, el más famoso ejemplo de *Ambystoma mexicanum*, especie que se encuentra bajo

amenaza Crítica (CR) y logró convertirse en una especie sombrilla en Xochimilco, mejorando así la educación sobre el tema hacia el público y la implementación de diferentes programas para disminuir su vulnerabilidad (Bride et al., 2008). La importancia de esto es que la conservación de los anfibios no solo beneficia a estas especies en particular, sino que también a aquellas especies involucradas en su red trófica (Schriever & Williams, 2013); por ende, puede tener impactos positivos, no solo en estas especies sino en otros componentes del ecosistema (Shi et al., 2019), tales como la calidad del agua derivada de un manejo bien estructurado (Mathwin et al., 2021).

Finalmente, es necesario denotar que este estudio se centró en la Sierra Madre Oriental de México y los resultados no se pueden generalizar para otras regiones del mundo, esto debido a que el concepto de diversidad filogenética esta específicamente basado en los valores que hay dentro de las comunidades (Rivera Martínez, 2020). Es decir, las regiones que son importantes para la conservación pueden tener diferentes especies con diferentes valores de distinción evolutiva, todo esto dependiendo de factores como la distribución geográfica y el clima (Llopis-Belenguer, et al. 2018). El uso de indicadores como la DF, la ED, y EDGE proporciona una perspectiva más completa y precisa a la hora de identificar áreas cruciales para la conservación en comparación con solo la riqueza de especies (Pio, et al., 2013; Safi, et al., 2013). Estos indicadores consideran no solo la cantidad de especies presentes, sino también su singularidad evolutiva y su vulnerabilidad, lo que resulta en un enfoque más integral para la toma de decisiones de conservación (Jetz, et al., 2014; Safi, et al., 2013). Esta aproximación permite priorizar áreas que albergan no solo una gran cantidad de especies, sino aquellas que son únicas, representativas y frágiles en términos de su historia evolutiva. El uso de estas métricas promueve una gestión más efectiva y estratégica de la conservación de la biodiversidad al identificar áreas de alto valor ecológico y evolutivo, lo que contribuye significativamente a la preservación de la riqueza biológica en el planeta.

IX. CONCLUSIÓN

Con base en la riqueza de especies, Distinción Evolutiva (ED), el índice de Distinción Evolutiva y Globalmente Amenazado (EDGE) y la Diversidad Filogenética (DF) se determinó que el sur de la Sierra Madre Oriental (SMO) tiene zonas potenciales para la conservación de anfibios, debido a que en esta sección de la SMO los valores de riqueza y diversidad filogenética fueron más altos en áreas no protegidas, así como ANP's. Se compararon las áreas naturales protegidas y se encontró que la que presentaba valores más altos de riqueza y diversidad filogenética es “El Cielo”, en el centro de la SMO. Bajo los criterios de ED y EDGE, las ANP's que protegen especies con índices más altos son “El Cielo”, “Sierra Gorda” y “Barranca de Metztitlán”, ambas al sur de la SMO.

También se determinó que la mayor parte de las áreas de distribución para las siete especies más vulnerables en la SMO (EDGE alto), se encuentran con un riesgo intermedio de sequía y poseen en su mayoría una vegetación secundaria. Si bien la sequía podría no constituir una amenaza inmediata, es importante considerar que otros factores, como la pérdida de hábitat, la fragmentación de este, la contaminación y la introducción de especies invasoras, tienen el potencial de acumularse y ejercer un impacto adverso en las especies.

Se comprobó que la riqueza de especies de anfibios con distribución dentro la SMO, así como la diversidad filogenética, están inversamente relacionadas con la latitud.

X. PERSPECTIVAS

Aunque los resultados presentados se basan en análisis potenciales, es crucial llevar a cabo análisis y colecta de especies *in situ* para validar y enriquecer los modelos de distribución potencial desarrollados en esta investigación.

Adicionalmente, es necesario destacar la relevancia de examinar detenidamente las áreas con alto R-DF que se encuentran fuera de las ANP's, principalmente al sur de la SMO. Estas áreas podrían ser críticas para la conservación y merecen atención especial. Un análisis más detenido de estas zonas puede revelar información valiosa para la toma de decisiones y la planificación de conservación.

Resulta fundamental analizar directamente el rol funcional de ciertas especies en la SMO, en particular *Eleutherodactylus longipes* y *Eleutherodactylus verrucipes*, que exhiben valores destacados para ED y EDGE. Investigar minuciosamente la contribución específica de estas especies a los ecosistemas es esencial para una comprensión más profunda de su importancia en términos de biodiversidad y ecología local.

Asimismo, se sugiere analizar en detalle la situación ecológica de aquellas especies que no pudieron ser modeladas debido a la carencia de datos, como *Chiropterotriton arboreus*, *Chiropterotriton terrestris* y *Eleutherodactylus dennisi*. La insuficiencia de información sobre estas especies subraya la necesidad apremiante de iniciativas destinadas a la recopilación de datos, asegurando su inclusión en futuros análisis y proporcionando una representación más exhaustiva y precisa de la diversidad anfibia en la Sierra Madre Oriental.

XI. ANEXOS

11.1 Tablas

ANEXO: Tabla 1: Especies de anfibios con distribución en la SMO de acuerdo con Canseco-Márquez, et al., 2004 y IUCN, 2022.

Especies de anfibios descritas en la Sierra Madre Oriental

<i>Agalychnis moreletii</i>	<i>Chiropterotriton terrestris</i>	<i>Isthmura gigantea</i>
<i>Ambystoma velasci</i>	<i>Craugastor augusti</i>	<i>Leptodactylus fragilis</i>
<i>Anaxyrus cognatus</i>	<i>Craugastor batrachylus</i>	<i>Lithobates berlandieri</i>
<i>Anaxyrus compactilis</i>	<i>Craugastor berkenbuschii</i>	<i>Lithobates catesbeianus</i>
<i>Anaxyrus debilis</i>	<i>Craugastor decoratus</i>	<i>Lithobates johni</i>
<i>Anaxyrus punctatus</i>	<i>Craugastor loki</i>	<i>Lithobates montezumae</i>
<i>Anaxyrus speciosus</i>	<i>Craugastor mexicanus</i>	<i>Lithobates neovolcanicus</i>
<i>Aquiloerycea cephalica</i>	<i>Craugastor rhodopis</i>	<i>Lithobates pueblae</i>
<i>Aquiloerycea galeanae</i>	<i>Dryophytes arenicolor</i>	<i>Lithobates spectabilis</i>
<i>Aquiloerycea quetzalanensis</i>	<i>Dryophytes euphorbiaceus</i>	<i>Parvimolge townsendi</i>
<i>Aquiloerycea scandens</i>	<i>Dryophytes eximius</i>	<i>Pseudoeurycea leprosa</i>
<i>Bolitoglossa platydactyla</i>	<i>Dryophytes plicatus</i>	<i>Pseudoeurycea lynchi</i>
<i>Charadrahyla taeniopus</i>	<i>Dryophytes wrightorum</i>	<i>Rheohyla miotypanum</i>
<i>Chiropterotriton arboreus</i>	<i>Eleutherodactylus campi</i>	<i>Rhinella marina</i>
<i>Chiropterotriton chico</i>	<i>Eleutherodactylus cystignathoides</i>	<i>Rhinophrynus dorsalis</i>
<i>Chiropterotriton chondrostega</i>	<i>Eleutherodactylus dennisi</i>	<i>Sarcohyla arborescandens</i>
<i>Chiropterotriton cieloensis</i>	<i>Eleutherodactylus guttilatus</i>	<i>Sarcohyla bistincta</i>
<i>Chiropterotriton cracens</i>	<i>Eleutherodactylus longipes</i>	<i>Sarcohyla charadricola</i>
<i>Chiropterotriton dimidiatus</i>	<i>Eleutherodactylus nitidus</i>	<i>Sarcohyla robertsororum</i>
<i>Chiropterotriton infernalis</i>	<i>Eleutherodactylus verrucipes</i>	<i>Scaphiopus couchii</i>
<i>Chiropterotriton magnipes</i>	<i>Gastrophryne elegans</i>	<i>Scinax staufferi</i>
<i>Chiropterotriton melipona</i>	<i>Gastrophryne olivacea</i>	<i>Smilisca baudinii</i>
<i>Chiropterotriton miquihuanus</i>	<i>Hypopachus variolosus</i>	<i>Spea bombifrons</i>
<i>Chiropterotriton mosaueri</i>	<i>Incilius cristatus</i>	<i>Spea multiplicata</i>
<i>Chiropterotriton multidentatus</i>	<i>Incilius nebulifer</i>	<i>Tlalocohyla godmani</i>
<i>Chiropterotriton orculus</i>	<i>Incilius occidentalis</i>	<i>Tlalocohyla picta</i>
<i>Chiropterotriton priscus</i>	<i>Isthmura bellii</i>	<i>Trachycephalus typhonius</i>

ANEXO: Tabla 2: Índice de Diversidad Evolutiva (DE) para las especies descartadas utilizando el árbol filogenético descrito por Jetz y Pyron (2018).

Especies	DE	Especies	DE
<i>Agalychnis moreletii</i>	10.859516	<i>Eleutherodactylus nitidus</i>	23.1453131
<i>Ambystoma velasci</i>	57.3940577	<i>Gastrophryne elegans</i>	28.3326974
<i>Anaxyrus cognatus</i>	15.4399807	<i>Gastrophryne olivacea</i>	14.9714289
<i>Anaxyrus compactilis</i>	19.289919	<i>Hypopachus variolosus</i>	23.6647542
<i>Anaxyrus debilis</i>	9.98296662	<i>Incilius nebulifer</i>	14.7575009
<i>Anaxyrus punctatus</i>	28.0257143	<i>Incilius occidentalis</i>	18.5706952
<i>Anaxyrus speciosus</i>	23.5169161	<i>Isthmura bellii</i>	22.19709
<i>Chiropterotriton arboreus</i>	17.426315	<i>Leptodactylus fragilis</i>	17.9903941
<i>Chiropterotriton cracens</i>	9.86070106	<i>Lithobates berlandieri</i>	10.31454
<i>Chiropterotriton mosaueri</i>	34.0331675	<i>Lithobates montezumae</i>	12.22081
<i>Chiropterotriton orculus</i>	23.9576439	<i>Lithobates pueblae</i>	49.72012
<i>Chiropterotriton terrestris</i>	21.58897	<i>Lithobates spectabilis</i>	49.72012
<i>Craugastor augusti</i>	24.6490073	<i>Pseudoeurycea leprosa</i>	9.36581423
<i>Craugastor batrachylus</i>	34.3273936	<i>Rhinella marina</i>	18.1534303
<i>Craugastor berkenbuschii</i>	35.79454	<i>Rhinophrynus dorsalis</i>	195.746654
<i>Craugastor loki</i>	26.6461135	<i>Sarcohyala bistrincta</i>	41.16995
<i>Craugastor mexicanus</i>	27.340478	<i>Scaphiopus couchii</i>	73.9440962
<i>Dryophytes arenicolor</i>	43.98395	<i>Scinax staufferi</i>	40.3294828
<i>Dryophytes wrightorum</i>	43.98395	<i>Smilisca baudinii</i>	33.0392231
<i>Eleutherodactylus dennisi</i>	61.6099965	<i>Spea bombifrons</i>	23.7684163
<i>Eleutherodactylus guttilatus</i>	61.6099965	<i>Spea multiplicata</i>	76.3772812
		<i>Tlalocohyla picta</i>	33.1474813

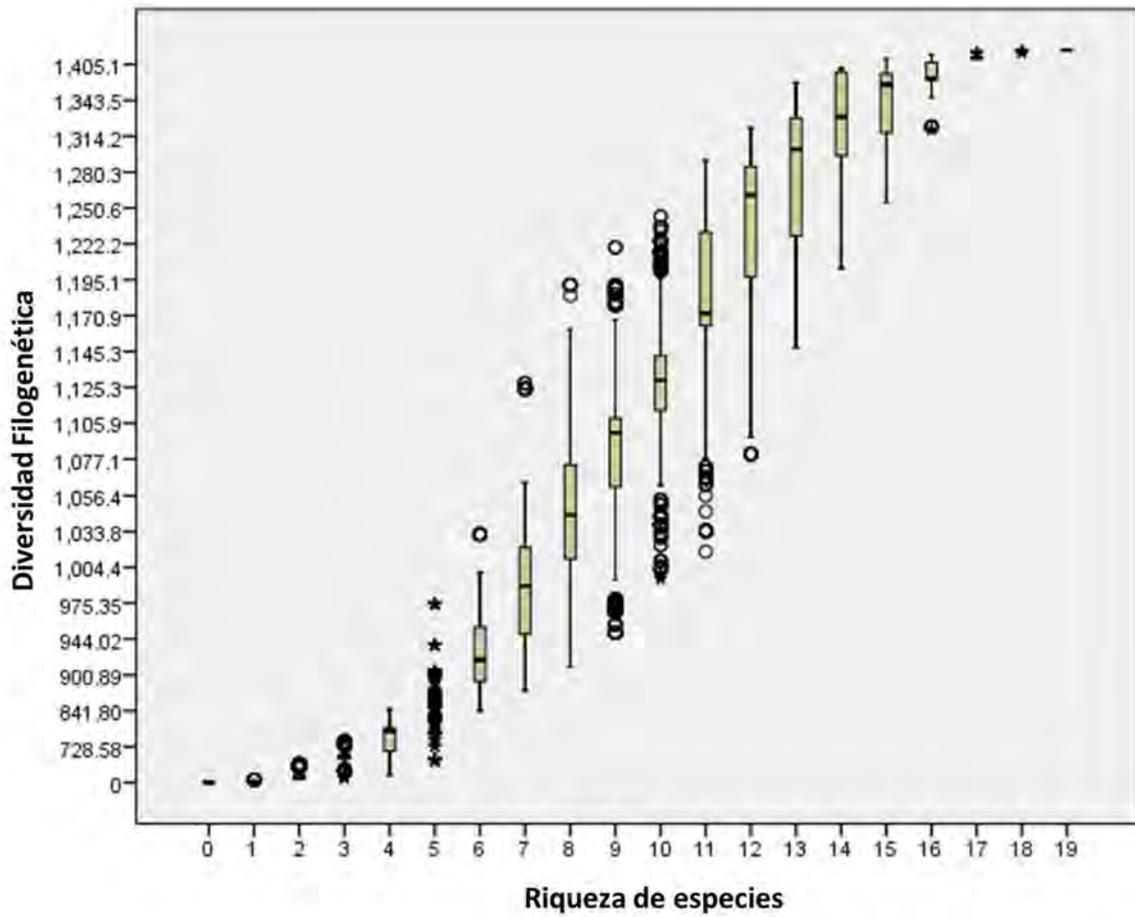
*Las especies no incluidas en este árbol fueron *Chiropterotriton infernalis*, *Chiropterotriton chico*, *Chiropterotriton melipona*, *Trachycephalus typhonius*, *Lithobates neovolcanicus*, *Lithobates catesbeianus*, *Eleutherodactylus campi*, *Dryophytes plicatus*, *Dryophytes eximius*, *Dryophytes euphorbiaceus*, *Chiropterotriton miqihuanus* y *Chiropterotriton cieloensis*.

ANEXO: Tabla 3: Valores de Riqueza, DE, EDGE y R-DF, para las ANP's.

Tipo de ANP	Nombre del ANP	Riqueza de especies	Diversidad Filogenética	Especies potenciales	Especies con EDGE Bajo	Especies con EDGE Intermedio	Especies con EDGE Alto	Especies con Bajas	Especies con ED Intermedio	Especies con ED Alto	R-DF del ANP
Estatal	El Cielo	19	1503.40	20	6	8	6	4	12	4	1.00
Federal	Sierra Gorda	17	1465.20	20	6	8	6	4	12	4	0.93
Federal	Barranca de Metztlitlán	16	1410.80	20	6	8	6	4	12	4	0.89
Federal	Zona Protectora Forestal Vedada Cuenca Hidrográfica del Río Necaxa	16	1410.80	19	5	9	5	5	10	4	0.89
Municipal	Cerro el Aguacatillo	15	1405.10	15	3	7	5	2	10	3	0.86
Municipal	Chicamole	14	1390.70	15	3	8	4	3	8	4	0.83
Municipal	Zacatepec	14	1359.10	15	3	9	3	4	7	4	0.82
Municipal	Plan Grande	14	1353.30	14	3	7	4	3	8	3	0.82
Federal	Sierra Gorda de Guanajuato	14	1329.00	18	5	7	6	4	10	4	0.81
Federal	Los Mármoles	13	1300.30	17	6	5	6	4	9	4	0.77
Estatal	Altas Cumbres	14	1274.30	15	4	6	5	3	8	4	0.79
Estatal	Santa Marta de Abajo	13	1238.60	14	4	5	5	4	6	4	0.75
Estatal	Pinal del Zamorano	13	1228.30	13	4	4	5	3	6	4	0.75
Federal	El Potosí	13	1209.10	14	4	5	5	2	8	4	0.74
Estatal	Dr. Mario Molina-Pasquel	12	1199.60	12	3	4	5	3	5	4	0.71
Federal	Cumbres de Monterrey	11	1177.50	16	5	6	5	3	9	4	0.68
Federal	Sierra de Álvarez	13	1171.70	13	5	3	5	3	7	3	0.73
Federal	El Chico	12	1167.50	13	4	4	5	3	7	3	0.70
Federal	Cuenca Alimentadora del Distrito Nacional de Riego 026 Bajo Río San Juan	10	1156.00	16	5	6	5	3	9	4	0.65
Ejidal	Arroyo Nogales	10	1142.20	10	3	4	3	2	4	4	0.64
Municipal	Cruz de Plata	10	1142.20	10	3	4	3	2	4	4	0.64
Estatal	Sierra Cerro de la Silla	10	1122.60	11	2	4	5	1	6	4	0.64
Estatal	Real de Guadalcázar	9	1076.10	10	3	4	3	2	5	3	0.59
Federal	Cerro de la Silla	9	1070.40	11	2	4	5	1	6	4	0.59
Estatal	Parque Estatal Bosque El Hiloche	10	1051.00	12	4	4	4	3	7	2	0.61
Estatal	Finca Tegolome	7	1019.20	7	0	5	2	0	4	3	0.52
Estatal	La Purísima	7	893.30	9	4	2	3	3	3	3	0.48
Estatal	Cerro El Potosí	5	831.70	6	3	3	0	2	4	0	0.41
Estatal	Sandía El Grande	4	803.00	5	2	2	1	1	3	1	0.37
Estatal	Zona de Restauración Zapalinamé	3	691.10	5	2	1	2	1	2	2	0.31
Estatal	Zapalinamé	3	629.50	4	2	1	1	1	2	1	0.26

DISTRIBUCIÓN DE ANFIBIOS Y SU DIVERSIDAD FILOGENÉTICA EN LA SIERRA MADRE ORIENTAL (SMO), IDENTIFICANDO ÁREAS PRIORITARIAS PARA LA CONSERVACIÓN

11.2 Tablas



ANEXO: Figura 1: Relación entre Diversidad Filogenética y Riqueza.

XII. LITERATURA CITADA

- Adams, A. J., Kupferberg, S. J., Wilber, M. Q., Pessier, A. P., Grefsrud, M., Bobzie, S., Vredenburg, V. T., & Briggs, C. J. (2017). Extreme drought, host density, sex, and bullfrogs influence fungal pathogen infection in a declining lotic amphibian. *Ecosphere*, 8(3). <https://doi.org/10.1002/ecs2.1740>
- Adams, M. J. (2000). Pond permanence and the effects of exotic vertebrates on anurans. *Ecological Applications*, 10(2). [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2000\)010\[0559:PPATEO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2000)010[0559:PPATEO]2.0.CO;2)
- Adum, G. B., Akom, E., Oduro, W., Kriger, K., Ofori-Boateng, C., & Rödel, M. O. (2012). Save The Frogs! Ghana Spearheading Efforts to Create a New National Park for the Protection of the Critically Endangered Togo Slippery Frog (*Conraua derooi*).
- Alhajeri, B. H., & Fourcade, Y. (2019). High correlation between species-level environmental data estimates extracted from IUCN expert range maps and from GBIF occurrence data. *Journal of Biogeography*, 46(7). <https://doi.org/10.1111/jbi.13619>
- Allouche, O., Steinitz, O., Rotem, D., Rosenfeld, A., & Kadmon, R. (2008). Incorporating distance constraints into species distribution models. *Journal of Applied Ecology*, 45(2). <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01445.x>
- AmphibiaWeb (2022). Information on amphibian biology and conservation. University of California, Berkeley, CA, USA. Disponible en: <https://amphibiaweb.org/> (Consultado el 3/09/2021).
- Andermann, T., Antonelli, A., Barrett, R. L., & Silvestro, D. (2022). Estimating Alpha, Beta, and Gamma Diversity Through Deep Learning. *Frontiers in Plant Science*, 13. <https://doi.org/10.3389/fpls.2022.839407>
- Anderson, R. P., Araújo, M. B., Guisan, A., Lobo, J. M., Martínez-Meyer, E., Peterson, A. T., & Soberón, J. (2016). Are species occurrence data in global online repositories fit for modeling species distributions? The case of the Global Biodiversity Information Facility (GBIF). Final Report of the Task Group on GBIF Data Fitness for Use in Distribution Modelling. Global Biodiversity Information Facility (GBIF).
- Barve, N., Barve, V., Jiménez-Valverde, A., Lira-Noriega, A., Maher, S. P., Peterson, A. T., Soberón, J., & Villalobos, F. (2011). The crucial role of the accessible area in ecological niche modeling and species distribution modeling. *Ecological Modelling*, 222(11). <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2011.02.011>
- Basanta, M. D., Calzada-Arciniega, R. A., Velázquez, G. J., Arias-Balderas, S. F., Reyes, A. A. I., Rangel, G. M., Suazo-Ortuño, I., Ochoa-Ochoa, L. M. & Parra-Olea, G. (2019). Amphibian and reptile diseases. *Herpetological Review*, 50(3), 493-495.

- Beck, J., Böller, M., Erhardt, A., & Schwanghart, W. (2014). Spatial bias in the GBIF database and its effect on modeling species' geographic distributions. *Ecological Informatics*, 19. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2013.11.002>
- Becker, C. G., Fonseca, C. R., Haddad, C. F. B., Batista, R. F., & Prado, P. I. (2007). Habitat split and the global decline of amphibians. *Science*, 318(5857). <https://doi.org/10.1126/science.1149374>
- Begon, M., & Townsend, C. R. (2021). *Ecology: from individuals to ecosystems*. John Wiley & Sons.
- Blackburn, T., & Gaston, K. (1996). Spatial patterns in the species richness of birds in the New World. *Ecography*, 19, 369-376. <https://doi.org/10.1111/J.1600-0587.1996.TB00001.X>.
- Bobrowski, M., & Udo, S. (2017). Why input matters: Selection of climate data sets for modelling the potential distribution of a treeline species in the Himalayan region. *Ecological Modelling*, 359. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2017.05.021>
- Bonetti, M. F., & Wiens, J. J. (2014). Evolution of climatic niche specialization: A phylogenetic analysis in amphibians. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 281(1795). <https://doi.org/10.1098/rspb.2013.3229>
- Bride, I. G., Griffiths, R. A., Meléndez-Herrada, A., & McKay, J. E. (2008). Flying an amphibian flagship: Conservation of the Axolotl *Ambystoma mexicanum* through nature tourism at Lake Xochimilco, Mexico. In *International Zoo Yearbook* (Vol. 42, Issue 1). <https://doi.org/10.1111/j.1748-1090.2008.00044.x>
- Buskirk, J. (2005). LOCAL AND LANDSCAPE INFLUENCE ON AMPHIBIAN OCCURRENCE AND ABUNDANCE. *Ecology*, 86, 1936-1947. <https://doi.org/10.1890/04-1237>.
- Calderón-Patrón, J. M., Moreno, C. E., & Zuria, I. (2012). La diversidad beta: medio siglo de avances. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 83(3). <https://doi.org/10.7550/rmb.25510>
- Campbell, K. S., Baltensperger, A. P., & Kerby, J. L. (2023). Random Frogs: Using future climate and land-use scenarios to predict amphibian distribution change in the Upper Missouri River Basin.
- Canseco-Márquez, L., F. Mendoza-Quijano & M. G. Gutiérrez-Mayén. (2004). Análisis de la distribución de la herpetofauna. In *Biodiversidad de la sierra Madre Oriental*, I. Luna, J. J. Morrone y D. Espinosa (eds.). Universidad Nacional Autónoma de México/ Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, D. F. p. 417-437.
- Carvalho, S. B., Velo-Antón, G., Tarroso, P., Portela, A. P., Barata, M., Carranza, S., Moritz, C., & Possingham, H. P. (2017). Spatial conservation prioritization of

- biodiversity spanning the evolutionary continuum. *Nature Ecology and Evolution*, 1(6). <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0151>
- Castro-Navarro, J., Sahagún Sánchez, F. J., & Reyes-Hernández, H. (2017). Dinámica de fragmentación en la Sierra Madre Oriental y su impacto sobre la distribución potencial de la avifauna. *Madera y Bosques*, 23(2). <https://doi.org/10.21829/myb.2017.2321429>
- Chapman, A. D. (2005). PRINCIPLES AND METHODS OF DATA CLEANING. In *Report for the Global Biodiversity Information Facility*.
- Chapman, P. M., Tobias, J. A., Edwards, D. P., & Davies, R. G. (2018). Contrasting impacts of land-use change on phylogenetic and functional diversity of tropical forest birds. *Journal of Applied Ecology*, 55(4). <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13073>
- Cobos, M. E., Townsend Peterson, A., Barve, N., & Osorio-Olvera, L. (2019). Kuenm: An R package for detailed development of ecological niche models using Maxent. *PeerJ*, 2019(2). <https://doi.org/10.7717/peerj.6281>
- Collins, J. P., & Storfer, A. (2003). Global amphibian declines: Sorting the hypotheses. In *Diversity and Distributions* (Vol. 9, Issue 2). <https://doi.org/10.1046/j.1472-4642.2003.00012.x>
- Colwell, R. K., & Rangel, T. F. (2009). Hutchinson's duality: The once and future niche. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 106(SUPPL. 2). <https://doi.org/10.1073/pnas.0901650106>
- Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. (2022). Áreas Naturales Protegidas Federales de México. Disponible en: <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/> (Consultado el 5/9/2022).
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. (2020). Áreas Naturales Protegidas Estatales, Municipales, Ejidales, Comunitarias y Privadas de México 2020. Disponible en: <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/> (Consultado el 5/9/2022).
- CONANP, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (2013). Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas - Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH. Programa de Adaptación al Cambio Climático Región Central de la Sierra Madre Oriental. Mexico, D.F.
- Cordier, J. M., Aguilar, R., Lescano, J. N., Leynaud, G. C., Bonino, A., Miloch, D., Loyola, R., & Nori, J. (2021). A global assessment of amphibian and reptile responses to land-use changes. In *Biological Conservation* (Vol. 253). <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108863>
- Cordier, J. M., Lescano, J. N., Rios, N. E., Leynaud, G. C., & Nori, J. (2020). Climate change threatens micro-endemic amphibians of an important South American

- high-altitude center of endemism. *Amphibia Reptilia*, 41(2).
<https://doi.org/10.1163/15685381-20191235>
- Cosentino, B. J., Marsh, D. M., Jones, K. S., Apodaca, J. J., Bates, C., Beach, J., Beard, K. H., Becklin, K., Bell, J. M., Crockett, C., Fawson, G., Fjelsted, J., Forsys, E. A., Genet, K. S., Grover, M., Holmes, J., Indeck, K., Karraker, N. E., Kilpatrick, E. S., Langen, T. A., Willey, A. (2014). Citizen science reveals widespread negative effects of roads on amphibian distributions. *Biological Conservation*, 180. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.09.027>
- Costa, G. C., Nogueira, C., Machado, R. B., & Colli, G. R. (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).
<https://doi.org/10.1007/s10531-009-9746-8>
- Cuervo-Robayo, A. P., Téllez-Valdés, O., Gómez-Albores, M. A., Venegas-Barrera, C. S., Manjarrez, J., & Martínez-Meyer, E. (2014). An update of high-resolution monthly climate surfaces for Mexico. *International Journal of Climatology*, 34(7). <https://doi.org/10.1002/joc.3848>
- Cushman, S. A. (2006). Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: A review and prospectus. *Biological Conservation*, 128(2).
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.09.031>
- Cutter, A. D. (2013). Integrating phylogenetics, phylogeography and population genetics through genomes and evolutionary theory. In *Molecular Phylogenetics and Evolution* (Vol. 69, Issue 3). <https://doi.org/10.1016/j.ympev.2013.06.006>
- da Fonte, L. F. M., Mayer, M., & Lötters, S. (2019). Long-distance dispersal in amphibians. *Frontiers of Biogeography*, 11(4).
<https://doi.org/10.21425/F5FBG44577>
- Daru, B. H., Karunarathne, P., & Schliep, K. (2022). An introduction to the phyloregion package. *terra*, 1, 21.
- Diele-Viegas, L. M., Figueroa, R. T., Vilela, B., & Rocha, C. F. D. (2020). Are reptiles toast? A worldwide evaluation of Lepidosauria vulnerability to climate change. *Climatic Change*, 159(4). <https://doi.org/10.1007/s10584-020-02687-5>
- Dubos, N., Montfort, F., Grinand, C., Nourtier, M., Deso, G., Probst, J. M., Razafimanahaka, J. H., Andriantsimanarilafy, R. R., Rakotondrasoa, E. F., Razafindraibe, P., Jenkins, R., & Crottini, A. (2022). Are narrow-ranging species doomed to extinction? Projected dramatic decline in future climate suitability of two highly threatened species. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 20(1).
<https://doi.org/10.1016/j.pecon.2021.10.002>
- Duellman, W. E., & Trueb, L. (1994). *Biology of amphibians*. JHU press.

- Eguiluz de Antuñano, S., Aranda García, M., & Marrett, R. (2000). Tectónica de la Sierra Madre Oriental, México. *Boletín de La Sociedad Geológica Mexicana*, 53(1). <https://doi.org/10.18268/bsgm2000v53n1a1>
- Erinjery, J. J., Kumar, S., Kumara, H. N., Mohan, K., Dhananjaya, T., Sundararaj, P., Kent, R., & Singh, M. (2017). Losing its ground: A case study of fast declining populations of a 'least-concern' species, the bonnet macaque (*Macaca radiata*). *PLoS ONE*, 12(8). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0182140>
- Escalant, T., Linaje, M., Illoldi-Rangel, P., Rivas, M., Estrada, P., Neira, F., & Morrone, J. J. (2009). Ecological niche models and patterns of richness and endemism of the southern Andean genus *Eurymetopum* (Coleoptera, Cleridae). *Revista Brasileira de Entomologia*, 53(3). <https://doi.org/10.1590/s0085-56262009000300011>
- Escobar, L. E., Qiao, H., Cabello, J., & Peterson, A. T. (2018). Ecological niche modeling re-examined: A case study with the Darwin's fox. *Ecology and Evolution*, 8(10). <https://doi.org/10.1002/ece3.4014>
- Faith, D. P. (1992). Conservation evaluation and phylogenetic diversity. *Biological Conservation*, 61(1). [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(92\)91201-3](https://doi.org/10.1016/0006-3207(92)91201-3)
- Feng, X., Park, D. S., Walker, C., Peterson, A. T., Merow, C., & Papeş, M. (2019). A checklist for maximizing reproducibility of ecological niche models. *Nature Ecology and Evolution*, 3(10). <https://doi.org/10.1038/s41559-019-0972-5>
- Ferrusquía-Villafranca, I., Ruiz-González, J. E., Torres-Hernández, J. R., Martínez-Hernández, E., & Gama-Castro, J. (2016). A new Miocene formation from the Peotillos-Tolentino Graben fill, western Sierra Madre Oriental at San Luis Potosí, Mexico: Part 1, geology. *Boletín de La Sociedad Geológica Mexicana*, 68(2). <https://doi.org/10.18268/BSGM2016v68n2a6>
- Fisher, M. C., & Garner, T. W. J. (2020). Chytrid fungi and global amphibian declines. In *Nature Reviews Microbiology* (Vol. 18, Issue 6). <https://doi.org/10.1038/s41579-020-0335-x>
- Flores-Villela, O., & Martínez-Salazar, E. A. (2009). Historical explanation of the origin of the herpetofauna of Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 80(3). <https://doi.org/10.1111/J.2007-8706>
- Forest, F., Grenyer, R., Rouget, M., Davies, T. J., Cowling, R. M., Faith, D. P., Balmford, A., Manning, J. C., Procheş, Ş., Van Der Bank, M., Reeves, G., Hedderson, T. A. J., & Savolainen, V. (2007). Preserving the evolutionary potential of floras in biodiversity hotspots. *Nature*, 445(7129). <https://doi.org/10.1038/nature05587>
- Frost, D. R. 2023. Amphibian Species of the World: an Online Reference. Version 6.1 (Date of access). Electronic Database accessible at

<https://amphibiansoftheworld.amnh.org/index.php>. American Museum of Natural History, New York, USA. doi.org/10.5531/db.vz.0001

- Gao, J., Gong, J., Yang, J., Wang, Z., Fu, Y., Tang, S., & Ma, S. (2023). Spatial distribution and ecological risk assessment of soil heavy metals in a typical volcanic area: Influence of parent materials. *Heliyon*, 9(1). <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e12993>
- García-Roselló, E., Guisande, C., Manjarrés-Hernández, A., González-Dacosta, J., Heine, J., Pelayo-Villamil, P., González-Vilas, L., Vari, R. P., Vaamonde, A., Granado-Lorencio, C., & Lobo, J. M. (2015). Can we derive macroecological patterns from primary Global Biodiversity Information Facility data? *Global Ecology and Biogeography*, 24(3). <https://doi.org/10.1111/geb.12260>
- Gascon, C., Collins, J. P., Moore, R. D., Church, D. R., McKay, J. E. and Mendelson, J. R. III (eds). 2007. Amphibian Conservation Action Plan. IUCN/SSC Amphibian Specialist Group. Gland, Switzerland and Cambridge, UK. 64pp.
- Gaston, K. J., Jackson, S. F., Cantu-Salazar, L., & Cruz-Pinon, G. (2008). The ecological performance of protected areas. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 39, 93-113.
- Gehring, C., Denich, M., Kanashiro, M., & Vlek, P. L. G. (1999). Response of secondary vegetation in Eastern Amazonia to relaxed nutrient availability constraints. *Biogeochemistry*, 45(3). <https://doi.org/10.1023/A:1006138815453>
- Gengping, Z., & Huijie, Q. (2016). Effect of the Maxent model's complexity on the prediction of species potential distributions. *Biodiversity Science*, 24, 1189-1196.
- Gengping, Z., Qiang, L., & Yubao, G. (2014). Improving ecological niche model transferability to predict the potential distribution of invasive exotic species. *Biodiversity Science*, 22(2). <https://doi.org/10.3724/sp.j.1003.2014.08178>
- Gillespie, G., Ahmad, E., Elahan, B., Evans, A., Ancrenaz, M., Goossens, B., & Scroggie, M. (2012). Conservation of amphibians in Borneo: Relative value of secondary tropical forest and non-forest habitats. *Biological Conservation*, 152, 136-144. <https://doi.org/10.1016/J.BIOCON.2012.03.023>.
- Gillman, L. N., & Wright, S. D. (2014). Species richness and evolutionary speed: The influence of temperature, water and area. *Journal of Biogeography*, 41(1). <https://doi.org/10.1111/jbi.12173>
- Gillman, L. N., Wright, S. D., Cusens, J., McBride, P. D., Malhi, Y., & Whittaker, R. J. (2015). Latitude, productivity and species richness. *Global Ecology and Biogeography*, 24(1). <https://doi.org/10.1111/geb.12245>
- Gumbs, R., Gray, C. L., Wearn, O. R., & Owen, N. R. (2018). Tetrapods on the EDGE: Overcoming data limitations to identify phylogenetic conservation priorities. *PLoS ONE*, 13(4). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0194680>

- Halliday, T., & Adler, K. (2007). *La gran enciclopedia de los anfibios y reptiles*. Libsa. Madrid
- Hamer, A. J., & McDonnell, M. J. (2008). Amphibian ecology and conservation in the urbanising world: A review. In *Biological Conservation* (Vol. 141, Issue 10). <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.07.020>
- Hannah, L. (2008). Protected areas and climate change. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1134(1), 201-212.
- Hartel, T., & von Wehrden, H. (2013). Farmed Areas Predict the Distribution of Amphibian Ponds in a Traditional Rural Landscape. *PloS ONE*, 8(5). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0063649>
- Heyer, R., Donnelly, M., McDiarmid, R., Hayek, L., Mercedes, F. (2001). *Medición y monitoreo de la diversidad biológica, métodos estandarizados para anfibios*, Editorial Universitaria de la Patagonia, Argentina
- Hilje, B., & Aide, T. (2012). Recovery of amphibian species richness and composition in a chronosequence of secondary forests, northeastern Costa Rica. *Biological Conservation*, 146, 170-176. <https://doi.org/10.1016/J.BIOCON.2011.12.007>.
- Huang, S. P., Chiou, C. R., Lin, T. E., Tu, M. C., Lin, C. C., & Porter, W. P. (2013). Future advantages in energetics, activity time, and habitats predicted in a high-altitude pit viper with climate warming. *Functional Ecology*, 27(2). <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12040>
- Huston, M. (1979). A General Hypothesis of Species Diversity. *The American Naturalist*, 113(1). <https://doi.org/10.1086/283366>
- Hutchinson, G. E. (1957). Concluding remarks cold spring harbor symposia on quantitative biology. *GS SEARCH*, 22.
- Ihlow, F., Dambach, J., Engler, J. O., Flecks, M., Hartmann, T., Nekum, S., Rajaei, H., & Rödder, D. (2012). On the brink of extinction? How climate change may affect global chelonian species richness and distribution. *Global Change Biology*, 18(5). <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02623.x>
- INEGI. (2019). "Uso de suelo y vegetación". Consultado en: <https://www.inegi.org.mx/temas/usosuelo/>
- Isaac, N. J. B., & Pearse, W. D. (2018). The use of EDGE (Evolutionary Distinct Globally Endangered) and EDGE-like metrics to evaluate taxa for conservation. In *Phylogenetic Diversity: Applications and Challenges in Biodiversity Science*. https://doi.org/10.1007/978-3-319-93145-6_2
- Isaac, N. J. B., Redding, D. W., Meredith, H. M., & Safi, K. (2012). Phylogenetically-Informed Priorities for Amphibian Conservation. *PLoS ONE*, 7(8). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0043912>

- Isaac, N. J. B., Turvey, S. T., Collen, B., Waterman, C., & Baillie, J. E. M. (2007). Mammals on the EDGE: Conservation priorities based on threat and phylogeny. *PLoS ONE*, 2(3). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0000296>
- IUCN. (2022). The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2022-1. <https://www.iucnredlist.org>. (Consultado el 6/08/2021)
- IUCN-CEM (2022). The IUCN Red List of Ecosystems. Version 2022-1. <http://iucnrl.org>. Downloaded on 20-04-2023.
- Janekovi, F., & Novak, T. (2012). PCA – A Powerful Method for Analyze Ecological Niches. In *Principal Component Analysis - Multidisciplinary Applications*. <https://doi.org/10.5772/38538>
- Janekovi, F., & Novak, T. (2012). PCA – A Powerful Method for Analyze Ecological Niches. In *Principal Component Analysis - Multidisciplinary Applications*. <https://doi.org/10.5772/38538>
- Jetz, W., & Pyron, R. A. (2018). The interplay of past diversification and evolutionary isolation with present imperilment across the amphibian tree of life. *Nature Ecology and Evolution*, 2(5). <https://doi.org/10.1038/s41559-018-0515-5>
- Jetz, W., Thomas, G. H., Joy, J. B., Redding, D. W., Hartmann, K., & Mooers, A. O. (2014). Global distribution and conservation of evolutionary distinctness in birds. *Current biology*, 24(9), 919-930.
- Jiménez-Valverde, A., Lobo, J. M., & Hortal, J. (2008). Not as good as they seem: The importance of concepts in species distribution modelling. *Diversity and Distributions*, 14(6). <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2008.00496.x>
- Kadmon, R., & Allouche, O. (2007). Integrating the effects of area, isolation, and habitat heterogeneity on species diversity: A unification of island biogeography and niche theory. *American Naturalist*, 170(3). <https://doi.org/10.1086/519853>
- Karraker, N. E., & Gibbs, J. P. (2011). Contrasting road effect signals in reproduction of long- versus short-lived amphibians. *Hydrobiologia*, 664(1). <https://doi.org/10.1007/s10750-010-0592-1>
- Kembel, S. W., Ackerly, D. D., Blomberg, S. P., Cornwell, W. K., Cowan, P. D., Helmus, M. R., ... & Webb, C. O. (2019). Picante: Integrating phylogenies and ecology. R package version, 1.
- Kohli, A. K., Lindauer, A. L., Brannelly, L. A., Ohmer, M. E. B., Richards-Zawacki, C., Rollins-Smith, L., & Voyles, J. (2019). Disease and the drying pond: Examining possible links among drought, immune function, and disease development in amphibians. In *Physiological and Biochemical Zoology* (Vol. 92, Issue 3). <https://doi.org/10.1086/703137>
- Koleff, P. y E. Moreno. (2005). Áreas protegidas de México: regionalización y representación de la riqueza. En J. Llorente-Bousquets y J. J. Morrone (Eds.),

Regionalización biogeográfica en Iberoamérica y tópicos afines: primeras jornadas de la Red Iberoamericana de Biogeografía y Entomología Sistemática (pp. 351-373) México, D.F.: Cytod-UNAM-Conabio

- Kumara, H. N., Kumar, S., & Singh, M. (2010). Of how much concern are the “least concern” species? Distribution and conservation status of bonnet macaques, rhesus macaques and Hanuman langurs in Karnataka, India. *Primates*, 51(1). <https://doi.org/10.1007/s10329-009-0168-8>
- Kumari, S., Behera, M. D., & Tewari, H. R. (2010). Identification of potential ecotourism sites in West District, Sikkim using geospatial tools. *Tropical Ecology*, 51(1).
- Lean, C., & Maclaurin, J. (2016). *The Value of Phylogenetic Diversity*. https://doi.org/10.1007/978-3-319-22461-9_2
- Leberg, P. L. (1990). Influence of genetic variability on population growth: implications for conservation. *Journal of Fish Biology*, 37. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1990.tb05036.x>
- Lehikoinen, P., Santangeli, A., Jaatinen, K., Rajasärkkä, A., & Lehikoinen, A. (2019). Protected areas act as a buffer against detrimental effects of climate change—Evidence from large-scale, long-term abundance data. *Global Change Biology*, 25(1). <https://doi.org/10.1111/gcb.14461>
- Lemes, P., & Loyola, R. D. (2013). Accommodating Species Climate-Forced Dispersal and Uncertainties in Spatial Conservation Planning. *PLoS ONE*, 8(1). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0054323>
- Llopis-Belenguer, C., Blasco-Costa, I., & Balbuena, J. A. (2018). Más allá del recuento de especies. Una nueva manera de enfocar la biodiversidad. *Mètode Science Studies Journal*, 98, 47-51.
- Lourenço-de-Moraes, R., Campos, F. S., Ferreira, R. B., Solé, M., Beard, K. H., & Bastos, R. P. (2019). Back to the future: conserving functional and phylogenetic diversity in amphibian-climate refuges. *Biodiversity and Conservation*, 28(5). <https://doi.org/10.1007/s10531-019-01706-x>
- Lukoschek, V., Beger, M., Ceccarelli, D., Richards, Z., & Pratchett, M. (2013). Enigmatic declines of Australia’s sea snakes from a biodiversity hotspot. *Biological Conservation*, 166. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.07.004>
- Luna Vega, I., Morrone, J. J., & Espinosa, D. (2004). Biodiversidad de la Sierra Madre Oriental. In *Unam-Conabio*.
- Mann, R. M., Hyne, R. V., Choung, C. B., & Wilson, S. P. (2009). Amphibians and agricultural chemicals: Review of the risks in a complex environment. In *Environmental Pollution* (Vol. 157, Issue 11). <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.05.015>

- Massante, J. C., Götzenberger, L., Takkis, K., Hallikma, T., Kaasik, A., Laanisto, L., Hutchings, M. J., & Gerhold, P. (2019). Contrasting latitudinal patterns in phylogenetic diversity between woody and herbaceous communities. *Scientific Reports*, 9(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-019-42827-1>
- Mathwin, R., Wassens, S., Young, J., Ye, Q., & Bradshaw, C. J. A. (2021). Manipulating water for amphibian conservation. In *Conservation Biology* (Vol. 35, Issue 1). <https://doi.org/10.1111/cobi.13501>
- Mayani-Parás, F., Botello, F., Castañeda, S., & Sánchez-Cordero, V. (2019). Impact of Habitat Loss and mining on the distribution of endemic species of amphibians and reptiles in Mexico. *Diversity*, 11(11). <https://doi.org/10.3390/d11110210>
- Mazel, F., Pennell, M. W., Cadotte, M. W., Diaz, S., Dalla Riva, G. V., Grenyer, R., Leprieur, F., Mooers, A. O., Mouillot, D., Tucker, C. M., & Pearse, W. D. (2018). Prioritizing phylogenetic diversity captures functional diversity unreliably. *Nature Communications*, 9(1). <https://doi.org/10.1038/s41467-018-05126-3>
- Mazerolle, M. J., Huot, M., & Gravel, M. (2005). Behavior of amphibians on the road in response to car traffic. *Herpetologica*, 61(4). <https://doi.org/10.1655/04-79.1>
- Meentemeyer, R. K., Anacker, B. L., Mark, W., & Rizzo, D. M. (2008). Early detection of emerging forest disease using dispersal estimation and ecological niche modeling. *Ecological Applications*, 18(2). <https://doi.org/10.1890/07-1150.1>
- Mirzaei, R., Hemami, M. R., Esmaili Sari, A., Rezaei, H. R., & Peterson, A. T. (2017). Using ecological niche modeling to determine avian richness hotspots. *Global Journal of Environmental Science and Management*, 3(2). <https://doi.org/10.22034/gjesm.2017.03.02.002>
- Mishler, B., Knerr, N., González-Orozco, C., Thornhill, A., Laffan, S., & Miller, J. (2014). Phylogenetic measures of biodiversity and neo- and paleo-endemism in Australian Acacia. *Nature Communications*, 5. <https://doi.org/10.1038/ncomms5473>.
- Montalvo-Fernández, G., Sánchez-Teyer, L. F., Carnevali, G., Vovides, A. P., Gaytán-Legaria, R., Ortíz -García, M. M., Muñoz-López, J. A., & Martínez Castillo, J. (2019). Impact of Late Pleistocene-Holocene climatic fluctuations on the phylogeographic structure and historical demographics of *Zamia prasina* (Cycadales: Zamiaceae). *Botanical Sciences*, 97(4). <https://doi.org/10.17129/botsoci.2195>
- Moreno-Talamantes, A., Alberto, M., & Aranda, G. (2012). Cambio de uso de suelo y captura de carbono en la sierra Madre Oriental. *Researchgate.Net*.
- Morrone, J. J. (2005). Hacia una síntesis biogeográfica de México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 76(002). <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2005.002.303>

- Mota, C., Encarnacion, A., Ortega-Andrade, H. M., Prieto, D., Peña, A., & Rojas-Soto, O. R. (2019). Una breve introducción a los modelos de nicho ecológico. *La Biodiversidad En Un Mundo Cambiante: Fundamentos Teóricos y Metodológicos Para Su Estudio*, February 2020.
- Mota, C., Encarnacion, A., Ortega-Andrade, H. M., Prieto, D., Peña, A., & Rojas-Soto, O. R. (2019). Una breve introducción a los modelos de nicho ecológico. *La Biodiversidad En Un Mundo Cambiante: Fundamentos Teóricos y Metodológicos Para Su Estudio*, February 2020.
- Mota-Vargas, C., & Rojas-Soto, O. R. (2012). The importance of defining the geographic distribution of species for conservation: The case of the Bearded Wood-Partridge. *Journal for Nature Conservation*, 20(1).
<https://doi.org/10.1016/j.jnc.2011.07.002>
- Mouchet, M. A., Villéger, S., Mason, N. W. H., & Mouillot, D. (2010). Functional diversity measures: An overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. *Functional Ecology*, 24(4).
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2010.01695.x>
- Navarro-Monge, G. A., & Ruiz Barrón, J. (2012). Evaluación de instrumentos económicos para la conservación de la biodiversidad en el Corredor Ecológico Sierra Madre Oriental, México. *Economía, Política y Gobernanza del Ordenamiento de Recursos Naturales*.
- Newbold, T., Hudson, L. N., Hill, S. L. L., Contu, S., Gray, C. L., Scharlemann, J. P. W., Börger, L., Phillips, H. R. P., Sheil, D., Lysenko, I., & Purvis, A. (2016). Global patterns of terrestrial assemblage turnover within and among land uses. *Ecography*, 39(12). <https://doi.org/10.1111/ecog.01932>
- Nogués-Bravo, D., Araújo, M. B., Errea, M. P., & Martínez-Rica, J. P. (2007). Exposure of global mountain systems to climate warming during the 21st Century. *Global Environmental Change*, 17(3–4).
<https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2006.11.007>
- O'Brien, E. M. (2006). Biological relativity to water-energy dynamics. *Journal of Biogeography*, 33(11). <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01534.x>
- Obregón-Zuñiga, J. A., Jones, R., Niño-Maldonado, S., & Cambrón-Sandoval, V. H. (2013). RIQUEZA Y AFINIDADES BIOGEOGRÁFICAS DE CURCULIONOIDEA EN DOS SITIOS DE LA SIERRA MADRE ORIENTAL, MÉXICO.
- Ochoa-Ochoa, L. M., Mejía-Domínguez, N. R., Velasco, J. A., Marske, K. A., & Rahbek, C. (2019). Amphibian functional diversity is related to high annual precipitation and low precipitation seasonality in the New World. *Global Ecology and Biogeography*, 28(9). <https://doi.org/10.1111/geb.12926>

- Osorio-Olvera, L. (2021). Habitat suitability index. Version 0.3.0.0. <https://rdr.io/github/luismurao/hsi/>. (Consultado el 6/07/2022)
- Osorio-Olvera, L., Lira-Noriega, A., Soberón, J., Peterson, A. T., Falconi, M., Contreras-Díaz, R. G., Martínez-Meyer, E., Barve, V., & Barve, N. (2020). ntbbox: An r package with graphical user interface for modelling and evaluating multidimensional ecological niches. *Methods in Ecology and Evolution*, *11*(10). <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13452>
- Paradis, E., Claude, J., & Strimmer, K. (2004). APE: Analyses of phylogenetics and evolution in R language. *Bioinformatics*, *20*(2). <https://doi.org/10.1093/bioinformatics/btg412>
- Parra-Olea, G., Flores-Villela, O., & Mendoza-Almeralla, C. (2014). Biodiversidad de anfibios en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, *85*. <https://doi.org/10.7550/rmb.32027>
- Peach, M. A., Cohen, J. B., Frair, J. L., Zuckerberg, B., Sullivan, P., Porter, W. F., & Lang, C. (2019). Value of protected areas to avian persistence across 20 years of climate and land-use change. *Conservation Biology*, *33*(2). <https://doi.org/10.1111/cobi.13205>
- Pearse, W. D., Chase, M. W., Crawley, M. J., Dolphin, K., Fay, M. F., Joseph, J. A., Powney, G., Preston, C. D., Rapacciuolo, G., Roy, D. B., & Purvis, A. (2015). Beyond the EDGE with EDAM: Prioritising british plant species according to evolutionary distinctiveness, and accuracy and magnitude of decline. *PLoS ONE*, *10*(5). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0126524>
- Pender, J. E., Hipp, A. L., Hahn, M., Kartesz, J., Nishino, M., & Starr, J. R. (2019). How sensitive are climatic niche inferences to distribution data sampling? A comparison of Biota of North America Program (BONAP) and Global Biodiversity Information Facility (GBIF) datasets. *Ecological Informatics*, *54*. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2019.100991>
- Peters, H., O'Leary, B. C., Hawkins, J. P., & Roberts, C. M. (2015). Identifying species at extinction risk using global models of anthropogenic impact. *Global Change Biology*, *21*(2). <https://doi.org/10.1111/gcb.12749>
- Peterson, A. T., & Soberón, J. (2012). Species distribution modeling and ecological niche modeling: Getting the Concepts Right. *Natureza a Conservacao*, *10*(2). <https://doi.org/10.4322/natcon.2012.019>
- Peterson, A. T., Papeş, M., & Soberón, J. (2008). Rethinking receiver operating characteristic analysis applications in ecological niche modeling. *Ecological Modelling*, *213*(1). <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2007.11.008>
- Pickett, S. T. A., & Cadenasso, M. L. (2002). The ecosystem as a multidimensional concept: Meaning, model, and metaphor. In *Ecosystems* (Vol. 5, Issue 1). <https://doi.org/10.1007/s10021-001-0051-y>

- Piha, H. (2006). Impacts of agriculture on amphibians at multiple scales. University of Helsinki, Faculty of Biosciences, Department of Biological and Environmental Sciences, Ecology and Evolutionary Biology
- Pineda, E., & Lobo, J. M. (2009). Assessing the accuracy of species distribution models to predict amphibian species richness patterns. *Journal of Animal Ecology*, 78(1). <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2008.01471.x>
- Pio, D., Broennimann, O., Barraclough, T., Reeves, G., Rebelo, A., Thuiller, W., Guisan, A., & Salamin, N. (2011). Spatial Predictions of Phylogenetic Diversity in Conservation Decision Making. *Conservation Biology*, 25. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2011.01773.x>.
- Polidoro, B. A., Carpenter, K. E., Collins, L., Duke, N. C., Ellison, A. M., Ellison, J. C., Farnsworth, E. J., Fernando, E. S., Kathiresan, K., Koedam, N. E., Livingstone, S. R., Miyagi, T., Moore, G. E., Nam, V. N., Ong, J. E., Primavera, J. H., Salmo, S. G., Sanciangco, J. C., Sukardjo, S., ... Yong, J. W. H. (2010). The loss of species: Mangrove extinction risk and geographic areas of global concern. *PLoS ONE*, 5(4). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0010095>
- Qiao, H., Soberón, J., & Peterson, A. T. (2015). No silver bullets in correlative ecological niche modelling: Insights from testing among many potential algorithms for niche estimation. *Methods in Ecology and Evolution*, 6(10). <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12397>
- Quintero-Vallejo, D. E., & Ochoa-Ochoa, L. M. (2022). Priorización y distribución de los anfibios en las áreas naturales protegidas de México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 93. <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2022.93.3939>
- Ramanamanjato, J., & Ganzhorn, J. (2001). Effects of forest fragmentation, introduced *Rattus rattus* and the role of exotic tree plantations and secondary vegetation for the conservation of an endemic rodent and a small lemur in littoral forests of southeastern Madagascar. *Animal Conservation*, 4.
- Redding, D. W., & Mooers, A. O. (2015). Ranking mammal species for conservation and the loss of both phylogenetic and trait diversity. *PLoS ONE*, 10(12). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0141435>
- Redding, D. W., Dewolff, C. V., & Mooers, A. (2010). Evolutionary distinctiveness, threat status, and ecological oddity in primates. *Conservation Biology*, 24(4). <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2010.01532.x>
- Ricotta, C., Bacaro, G., Caccianiga, M., Cerabolini, B. E. L., & Pavoine, S. (2018). A new method for quantifying the phylogenetic redundancy of biological communities. *Oecologia*, 186(2). <https://doi.org/10.1007/s00442-017-4026-x>
- Rivera Martínez, R. (2020). Diversidad filogenética: una forma de medir la historia evolutiva de la biodiversidad. *CICY Centro de Investigación Científica de Yucatán*, 12.

- Robertson, M. P., Caithness, N., & Villet, M. H. (2001). A PCA-based modelling technique for predicting environmental suitability for organisms from presence records. *Diversity and Distributions*, 7(1–2). <https://doi.org/10.1046/j.1472-4642.2001.00094.x>
- Roelants, K., Gower, D. J., Wilkinson, M., Loader, S. P., Biju, S. D., Guillaume, K., Moriau, L., & Bossuyt, F. (2007). Global patterns of diversification in the history of modern amphibians. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 104(3). <https://doi.org/10.1073/pnas.0608378104>
- Rosas-Espinoza, V., Peña-Joya, K., Álvarez-Grzybowska, E., Godoy-González, A., Santiago-Pérez, A., & Rodríguez-Zaragoza, F. (2022). Amphibian Taxonomic and Functional Diversity in a Heterogeneous Landscape of West-Central Mexico. *Diversity*. <https://doi.org/10.3390/d14090738>.
- Rosenfeld, J. S. (2002). Functional redundancy in ecology and conservation. In *Oikos* (Vol. 98, Issue 1). <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2002.980116.x>
- Rzedowski, J. 1978. La vegetación de México. Limusa, México, D.F. 432 p.
- Safi, K., Armour-Marshall, K., Baillie, J. E., & Isaac, N. J. (2013). Global patterns of evolutionary distinct and globally endangered amphibians and mammals. *PloS one*, 8(5), e63582.
- Sahagún-Sánchez, F. J., & Reyes-Hernández, H. (2018). Impactos por cambio de uso de suelo en las áreas naturales protegidas de la región central de la Sierra Madre Oriental, México. *CienciaUAT*, 12(2), 6-21.
- Salinas Rodríguez, M. M. (2018). La Sierra Madre Oriental como reservorio de diversidad vegetal. *Revista Ciencia UANL*, 21(88). <https://doi.org/10.29105/cienciauanl88.21-4>
- Saupe, E. E., Barve, V., Myers, C. E., Soberón, J., Barve, N., Hensz, C. M., Peterson, A. T., Owens, H. L., & 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. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2012.04.001>
- Schriever, T. A., & Williams, D. D. (2013). Ontogenetic and individual diet variation in amphibian larvae across an environmental gradient. *Freshwater Biology*, 58(2). <https://doi.org/10.1111/fwb.12044>
- Shi, H., Tian, H., Lange, S., Yang, J., Pan, S., Fu, B., & Reyer, C. P. O. (2021). Terrestrial biodiversity threatened by increasing global aridity velocity under high-level warming. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 118(36). <https://doi.org/10.1073/pnas.201552118>
- Shi, X., Gong, C., Zhang, L., Hu, J., Ouyang, Z., & Xiao, Y. (2019). Which species should we focus on? Umbrella species assessment in southwest China. *Biology*, 8(2). <https://doi.org/10.3390/biology8020042>

- Soberón, J. M. (2010). Niche and area of distribution modeling: A population ecology perspective. *Ecography*, 33(1). <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2009.06074.x>
- Soberon, J., & Peterson, A. T. (2005). Interpretation of Models of Fundamental Ecological Niches and Species' Distributional Areas. *Biodiversity Informatics*, 2(0). <https://doi.org/10.17161/bi.v2i0.4>
- Soberón, J., Osorio-Olvera, L., & Peterson, T. (2017). Diferencias conceptuales entre modelación de nichos y modelación de áreas de distribución. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 88(2). <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2017.03.011>
- Spalink, D., Pender, J., Escudero, M., Hipp, A. L., Roalson, E. H., Starr, J. R., Waterway, M. J., Bohs, L., & Sytsma, K. J. (2018). The spatial structure of phylogenetic and functional diversity in the United States and Canada: An example using the sedge family (Cyperaceae). *Journal of Systematics and Evolution*, 56(5). <https://doi.org/10.1111/jse.12423>
- Stevens, G. C. (1989). The latitudinal gradient in geographical range: how so many species coexist in the tropics. *American Naturalist*, 133(2). <https://doi.org/10.1086/284913>
- Suárez-Mota, M. E., Villaseñor, J. L., & López-Mata, L. (2017). Dominios climáticos de la Sierra Madre Oriental y su relación con la diversidad florística. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 88(1). <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2017.01.020>
- Suazo-Ortuño, I., Alvarado-Díaz, J., Mendoza, E., López-Toledo, L., Lara-Uribe, N., Márquez-Camargo, C., Paz-Gutiérrez, J., & Rangel-Orozco, J. (2015). High Resilience of Herpetofaunal Communities in a Human-Modified Tropical Dry Forest Landscape in Western Mexico. *Tropical Conservation Science*, 8, 396 - 423. <https://doi.org/10.1177/194008291500800208>.
- Thompson, M. E., & Donnelly, M. A. (2018). Effects of Secondary Forest Succession on Amphibians and Reptiles: A Review and Meta-Analysis. In *Copeia* (Vol. 106, Issue 1). <https://doi.org/10.1643/CH-17-654>
- Tilman, D. (2001). Functional diversity. *Encyclopedia of biodiversity*, 3(1), 109-120.
- Tobeña, M., Prieto, R., Machete, M., & Silva, M. A. (2016). Modeling the potential distribution and richness of cetaceans in the Azores from fisheries observer program data. *Frontiers in Marine Science*, 3(OCT). <https://doi.org/10.3389/fmars.2016.00202>
- Tucker, C. M., Cadotte, M. W., Davies, T. J., & Rebelo, T. G. (2012). Incorporating Geographical and Evolutionary Rarity into Conservation Prioritization. *Conservation Biology*, 26(4). <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2012.01845.x>
- Valle, J., Prieto, D., y Urrilla, B. (2012). Los pueblos indígenas de la Huasteca y el Semidesierto Queretano: Atlas Etnográfico. Instituto de Antropología e Historia, Instituto Nacional de lenguas indígenas, Universidad Autónoma de Querétaro. 473 pp.

- Van Aelst, S., & Rousseeuw, P. (2009). Minimum volume ellipsoid. In *Wiley Interdisciplinary Reviews: Computational Statistics* (Vol. 1, Issue 1). <https://doi.org/10.1002/wics.19>
- van Proosdij, A. S. J., Sosef, M. S. M., Wieringa, J. J., & Raes, N. (2016). Minimum required number of specimen records to develop accurate species distribution models. *Ecography*, 39(6). <https://doi.org/10.1111/ecog.01509>
- Vargas Contreras, J. A., & Hernández Huerta, A. (2001). Distribución altitudinal de la mastofauna en la reserva de la Biosfera “El Cielo”, Tamaulipas, Mexico. *ACTA ZOOLOGICA MEXICANA (N.S.)*, 82. <https://doi.org/10.21829/azm.2001.82821866>
- Veron, S., Kondratyeva, A., Robuchon, M., Grandcolas, P., Govaerts, R., Haevermans, T., Pellens, R., & Mouchet, M. (2021). High evolutionary and functional distinctiveness of endemic monocots in world islands. *Biodiversity and Conservation*, 30(12). <https://doi.org/10.1007/s10531-021-02272-x>
- Vimal, R., Navarro, L. M., Jones, Y., Wolf, F., Le Moguédec, G., & Réjou-Méchain, M. (2021). The global distribution of protected areas management strategies and their complementarity for biodiversity conservation. *Biological Conservation*, 256. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109014>
- Wang, H., Liu, X., Zhao, C., Chang, Y., Liu, Y., & Zang, F. (2021). Spatial-temporal pattern analysis of landscape ecological risk assessment based on land use/land cover change in Baishuijiang National nature reserve in Gansu Province, China. *Ecological Indicators*, 124. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107454>
- Weaver, T., & Grime, J. P. (1980). Plant Strategies and Vegetation Processes. *Journal of Range Management*, 33(2). <https://doi.org/10.2307/3898436>
- Webb, C. O., Ackerly, D. D., McPeck, M. A., & Donoghue, M. J. (2002). Phylogenies and community ecology. In *Annual Review of Ecology and Systematics* (Vol. 33). <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.33.010802.150448>
- West, J. (2018). Importance of Amphibians: A Synthesis of Their Environmental Functions, Benefits to Humans, and Need for Conservation. *BSU Honors Program Theses and Projects*.
- Weyrauch, S. L., & Grubb, T. C. (2004). Patch and landscape characteristics associated with the distribution of woodland amphibians in an agricultural fragmented landscape: An information-theoretic approach. *Biological Conservation*, 115(3). [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(03\)00161-7](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(03)00161-7)
- Whittaker, R. H. (1960). Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs*, 30(3). <https://doi.org/10.2307/1943563>
- Wickens, G. E., Lieth, H., & Whittaker, R. H. (1977). Primary Productivity of the Biosphere. *Kew Bulletin*, 32(1). <https://doi.org/10.2307/4117293>

- Willig, M. R., & Presley, S. J. (2017). Latitudinal gradients of biodiversity: Theory and Empirical Patterns. In *Encyclopedia of the Anthropocene* (Vols. 1–5). <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-809665-9.09809-8>
- Winter, M., Devictor, V., & Schweiger, O. (2013). Phylogenetic diversity and nature conservation: Where are we? In *Trends in Ecology and Evolution* (Vol. 28, Issue 4). <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.10.015>
- Wright, D. H., Currie, D. J., & Maurer, B. A. (1993). Energy supply and patterns of species richness on local and regional scales. *Species Diversity in Ecological Communities*.
- Zhang, W., Huang, D., Wang, R., Liu, J., & Du, N. (2016). Altitudinal patterns of species diversity and phylogenetic diversity across temperate mountain forests of northern China. *PLoS ONE*, *11*(7). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0159995>