



UNIVERSIDAD NACIONAL  
AUTÓNOMA DE MÉXICO

---

FACULTAD DE CIENCIAS

Efecto de los Incendios Forestales sobre  
la Distribución de Anfibios en  
Guanajuato

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

Biólogo

PRESENTA:

Oscar Campos Sarmiento

TUTORAS

Dra. Tania Escalante Espinosa

Dra. Michelle Farfán Gutiérrez



Ciudad Universitaria, Ciudad de México, Febrero 2023



Universidad Nacional  
Autónoma de México



**UNAM – Dirección General de Bibliotecas**  
**Tesis Digitales**  
**Restricciones de uso**

**DERECHOS RESERVADOS ©**  
**PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL**

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

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

**1. Datos del alumno**

Campos  
Sarmiento  
Oscar  
5531073063  
Universidad Nacional Autónoma de México  
Facultad de Ciencias  
Biología  
314296867

**2. Datos del tutor**

Dra.  
Tania  
Escalante  
Espinosa

Dra.  
Michelle  
Farfán  
Gutiérrez

**3. Datos del sinodal 1**

Dr.  
José Gerardo  
Rodríguez  
Tapia

**4. Datos del sinodal 2**

Dra.  
Leticia Margarita  
Ochoa  
Ochoa

**5. Datos del sinodal 3**

Dr.  
Pedro Camilo  
Alcántara  
Concepción

**6. Datos del sinodal 4**

Dra.  
Michelle  
Farfán  
Gutiérrez

**7. Datos del trabajo escrito**

Efecto de los incendios  
forestales sobre la  
distribución de anfibios  
en Guanajuato

N p 116  
2023

## **Agradecimientos Académicos**

A la Universidad Nacional Autónoma de México, la Facultad de Ciencias y el Laboratorio de Biogeografía de la Conservación por abrirme sus puertas y brindarme un espacio para aprender y desarrollarme personal y profesionalmente.

A la **Dra. Tania Escalante Espinosa** y la **Dra. Michelle Farfán Gutiérrez** por confiar en mí, aceptar ser mis tutoras, enseñarme tanto y guiarme durante todo este tiempo en el desarrollo de este proyecto.

A la **Dra. Leticia Margarita Ochoa Ochoa**, por compartirnos su base de datos de anfibios, parte fundamental del proyecto. Además, por aceptar ser parte del comité sinodal, sus comentarios han ayudado a mejorar el proyecto.

Al **Dr. José Gerardo Rodríguez Tapia**, por ayudarnos en el procesamiento de las variables ambientales. También, por formar parte del comité sinodal y retroalimentar esta tesis con sus valiosos comentarios.

Al **Dr. Pedro Camilo Alcántara Concepción**, quien también forma parte del comité sinodal y cuyos comentarios han ayudado a mejorar mi trabajo escrito.

Al **M. en C. Luis José Aguirre López**, quien me brindo importante asistencia técnica para la creación de mis modelos en R.

Al **Dr. Julián Andrés Velazco Vinasco**, por haberme brindado valiosos comentarios sobre el proceso de modelado.

Al **Dr. Miguel Murguía Romero**, por guíame en la estimación del índice Qs. Su retroalimentación sobre este análisis fue de gran ayuda.

## **Agradecimientos Personales**

A mí mamá, **Ángela**, y mis hermanos **Karla, Juan, Jesús y Erika** gracias por apoyarme siempre en todos los aspectos, por confiar en mí, por todo el cariño que siempre me han dado y alentarme durante todo este proceso que finalmente concluye.

A los amigos que he hecho en este largo trayecto: **Naomi**, la primera con la que conecté en la facultad, pasamos muchos buenos momentos y me alegra que la vida haya hecho que nos reencontremos para seguir siendo buenos amigos. **Guadalupe**, que ha estado ahí desde que la conocí, escuchándome y alentándome a seguir adelante. **Brenda y Leonardo** con quienes también compartí mis primeros semestres y muchos momentos divertidos. **Sofía, Mishiru, Liz y Mario** pasamos muchos momentos divertidos en clases y me hicieron disfrutar mis últimos semestres en la facultad.

A los profesores del taller de Biogeografía de la Conservación: **Tania**, nuevamente gracias por todas las enseñanzas en clase y durante el desarrollo del proyecto, por estar siempre pendiente de mis avances y preocuparse por mi aprendizaje, infinitas gracias por dedicarme tiempo de su año sabático y siempre encontrar un espacio para atender mis dudas. **Alina y Omar**, muchas gracias por las clases impartidas y por hacer que mi interés por la biogeografía aumentara.

A mis amigos de taller, especialmente: **Ana Laura**, por escucharme, alentarme, darme consejos y revisar mi redacción en muchas ocasiones. **Karen**, por animarme y por discutir conmigo, en muchas ocasiones, cuestiones teóricas del proyecto, también por hacer notas de todo y compartírmelas cuando las necesitaba.

A **Laura**, por regalarme libros que me fueron de gran ayuda durante toda la carrera, también por todo el apoyo durante el tiempo que estuve en la alberca.

A **Ana Paula** y **Alejandro Talavera**, sus enseñanzas en el ámbito deportivo fueron de gran utilidad para mi vida académica y mi vida diaria, gracias por enseñarme que la constancia y disciplina traen buenos resultados.

**Tania Anahí, Cesar, Víctor, Hugo, Kike, Jaz, Ale, Alex**, gracias por ser mis amigos, echarme porras y crear buenos recuerdos.

## Índice

<b>1. Resumen.....</b>	<b>1</b>
<b>2. Introducción.....</b>	<b>2</b>
2.1. Anfibios.....	2
2.2. Área de estudio: Estado de Guanajuato.....	3
2.3. Sesgos Linneano y Wallaceano.....	14
2.4. Modelos de distribución potencial.....	15
2.5. Incendios forestales.....	16
<b>3. Antecedentes.....</b>	<b>22</b>
<b>4. Planteamiento del problema.....</b>	<b>25</b>
<b>5. Objetivos.....</b>	<b>26</b>
<b>6. Hipótesis.....</b>	<b>27</b>
<b>7. Metodología.....</b>	<b>28</b>
7.1. Base de datos.....	28
7.2. Análisis de sesgos.....	29
7.3. Modelos de distribución potencial.....	31
7.4. Efecto de los incendios forestales sobre la distribución de anfibios.....	34
<b>8. Resultados.....</b>	<b>38</b>
8.1. Sesgos Linneano y Wallaceano.....	38
8.2. Modelos de distribución potencial.....	42
8.3. Incendios forestales.....	45
<b>9. Discusión.....</b>	<b>53</b>
9.1. Sesgos.....	53
9.2. Modelos de distribución potencial.....	54
9.3. Efecto de los incendios forestales sobre la distribución de anfibios.....	58
<b>10. Conclusiones.....</b>	<b>62</b>
<b>Referencias.....</b>	<b>63</b>
<b>Anexo.....</b>	<b>83</b>



## 1. Resumen

El estado de Guanajuato resguarda 26 especies de anfibios, de las cuales ocho se encuentran enlistadas en la NOM-059-SEMARNAT-2010. Dado que la distribución geográfica de la fauna puede verse afectada por incendios forestales, el objetivo de este trabajo fue cuantificar los efectos de los incendios forestales en las áreas de distribución geográfica de 22 especies de anfibios presentes en Guanajuato. Para lograr este objetivo, en primer lugar, se realizaron análisis de sesgos Linneano y Wallaceano en los datos de las especies. Posteriormente se generaron modelos de distribución de especies (*Species Distribution Models*, SDM, por sus siglas en inglés) para las 22 especies, los cuales se sumaron para obtener un mapa de riqueza modelada de especies. Por otro lado, se obtuvo un mapa de riesgo de incendios forestales con tres clases y un mapa de densidad Kernel para los años 2000 a 2021. Para cuantificar el efecto de la densidad de incendios en la distribución potencial de cada especie de anfibio y en el mapa de riqueza, se superpusieron los SDM con el mapa de densidad Kernel. El mapa de riqueza evidenció un amplio corredor con una mayor riqueza de especies, así como zonas de alta riqueza en el sureste del estado; mientras que las zonas norte y suroeste presentaron la mayor recurrencia de incendios, coincidiendo con cuatro Áreas Naturales Protegidas (ANP). Las especies de anfibios más afectadas tuvieron cerca del 20% de su área de distribución geográfica alterada por incendios forestales, siendo el área estimada en Guanajuato del 17%. En conclusión, a pesar de los sesgos Linneano y Wallaceano encontrados en los datos, se logró cuantificar los efectos de los incendios forestales en las áreas de distribución geográfica de los anfibios, siendo las especies *Eleutherodactylus nitidus*, *Hypopachus variolosus*, *Lithobates megapoda* y *Smilisca baudinii* las que mayores afectaciones en su distribución podrían presentar. Este trabajo permitirá proponer planes de acción y prevención en las ANP para proteger a la biodiversidad de anfibios de Guanajuato de los efectos de los incendios forestales.

## **2. Introducción**

### **2.1. Anfibios**

El grupo de los anfibios es una clase de tetrápodos que surgieron en el periodo Devónico, siendo los primeros vertebrados que invadieron la tierra (Fernández y Rivas, 2007). En la actualidad, este grupo generalmente depende de un medio acuático (principalmente para la reproducción y estadios larvarios) o ambientes con una humedad alta (Wake y Koo, 2018). Sin embargo, algunas ranas y salamandras han logrado especializarse para vivir en lugares donde el agua escasea, así como muchas ranas y especialmente las salamandras tropicales que viven en los árboles y, generalmente, solo requieren de un medio acuático durante épocas reproductivas y estadios larvarios (Rodríguez y Alonso, 2003; Wake y Koo, 2018).

Los anfibios modernos se distinguen como un grupo monofilético por presentar características comunes en su morfología externa como: piel lisa y vascularizada, sin protección de escamas, plumas o pelo para facilitar el intercambio gaseoso, además de glándulas mucosas y lechosas que humectan la piel y producen toxinas como mecanismo de defensa; por último, son organismos ovíparos que producen huevos sin membranas extraembrionarias, lo cual hace que dependan de un ambiente húmedo para evitar su desecación (Parra-Olea *et al.*, 2014; Vitt y Caldwell, 2014).

Fisiológicamente, los anfibios han sido clasificados dentro del grupo de los ectotermos, puesto que requieren de una fuente externa (ej. radiación solar) para mantener una temperatura corporal estable, y con ello llevar a cabo de manera adecuada, una serie de procesos fisiológicos importantes para su supervivencia (Burggren y Warburton, 2007; Labra

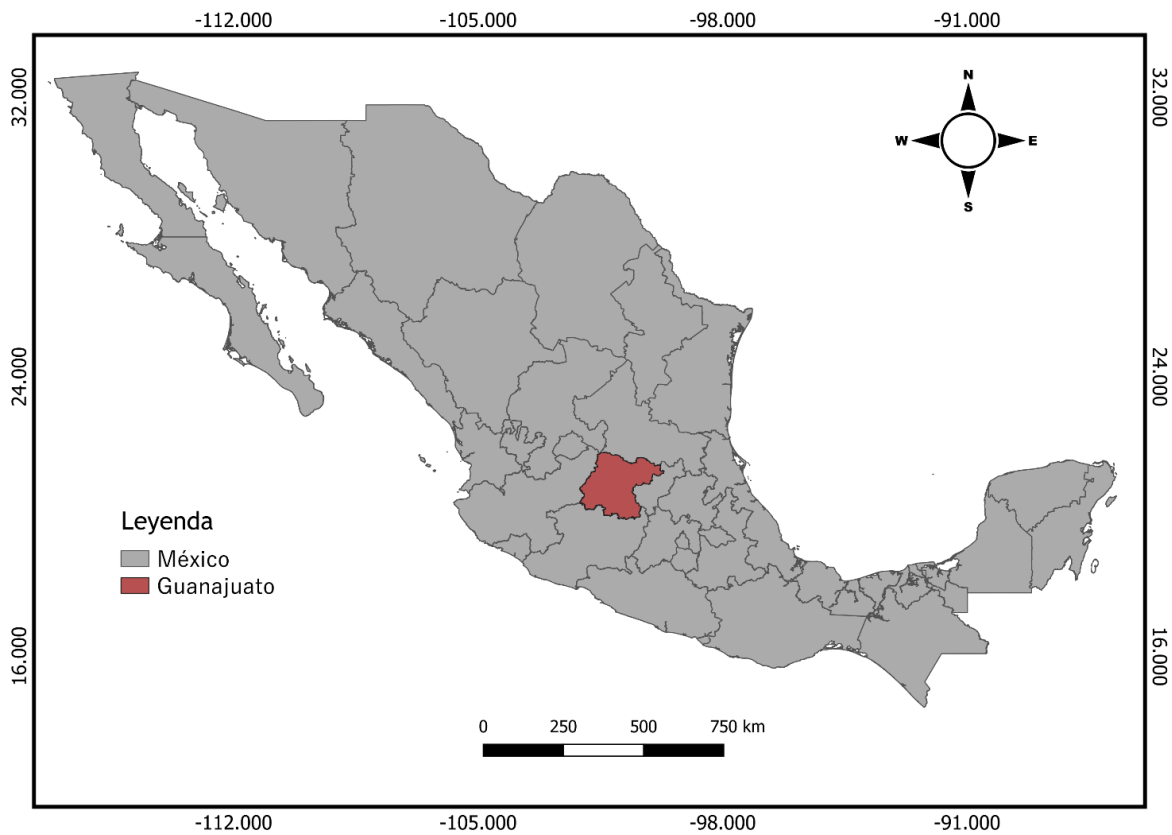
*et al.*, 2008). De este modo, la temperatura es probablemente, la variable fisiológica más importante para estos organismos, puesto que muchos de sus procesos celulares dependen de ella; sin embargo, estas necesidades térmicas pueden variar entre especies e incluso entre variantes geográficas de la misma especie (Feder, 1992). La importancia de esta variable radica en que se han observado signos como inapetencia, letargo, hinchazón abdominal por descomposición de la ingesta, tasa de crecimiento pobre, e inmunosupresión cuando la temperatura se mantiene por debajo de la temperatura corporal preferida por el organismo; por otro lado, si esta temperatura se encuentra por encima de la temperatura preferida, los anfibios pueden presentar agitación, movimiento excesivo, cambios en el color de la piel, inapetencia, pérdida de peso a pesar del buen apetito e inmunosupresión (Feder, 1992; Vitt y Caldwell, 2009).

Taxonómicamente los anfibios pertenecen a la clase Amphibia que a su vez incluye tres órdenes: 1) Anura (Ranas y Sapos), 2) Caudata (Salamandras y Tritones) y 3) Gymnophiona (Cecilias) (AmphibiaWeb., 2021; Frost, 2021; Parra-Olea *et al.*, 2014). En México se han registrado alrededor de 427 especies pertenecientes a 16 familias, con representantes en los tres órdenes y con un gran número de especies exclusivas de sus límites geopolíticos, pues 7 de las 16 familias presentes contienen más de un 50% de especies con esta característica (Frost, 2023; Parra-Olea *et al.*, 2014).

## **2.2. Área de estudio: Estado de Guanajuato.**

Se ubica geográficamente en la región Centro-Occidente de México, las coordenadas extremas que delimitan la entidad son 21° 51' y 19° 55' latitud N, y 99° 40' y 102° 06'

longitud O. Guanajuato cuenta con un área aproximada de 30,702 km<sup>2</sup> y un perímetro de 1,371 km, representando el 1.6% del total de la superficie del país. Este estado colinda al norte con los estados de San Luis Potosí y Zacatecas; al oriente, con Querétaro de Arteaga; al poniente, con Jalisco y al sur, con Michoacán de Ocampo (Fig. 1) (Cuevas-Carrillo y Zorrilla, 2012; INEGI, 2009).



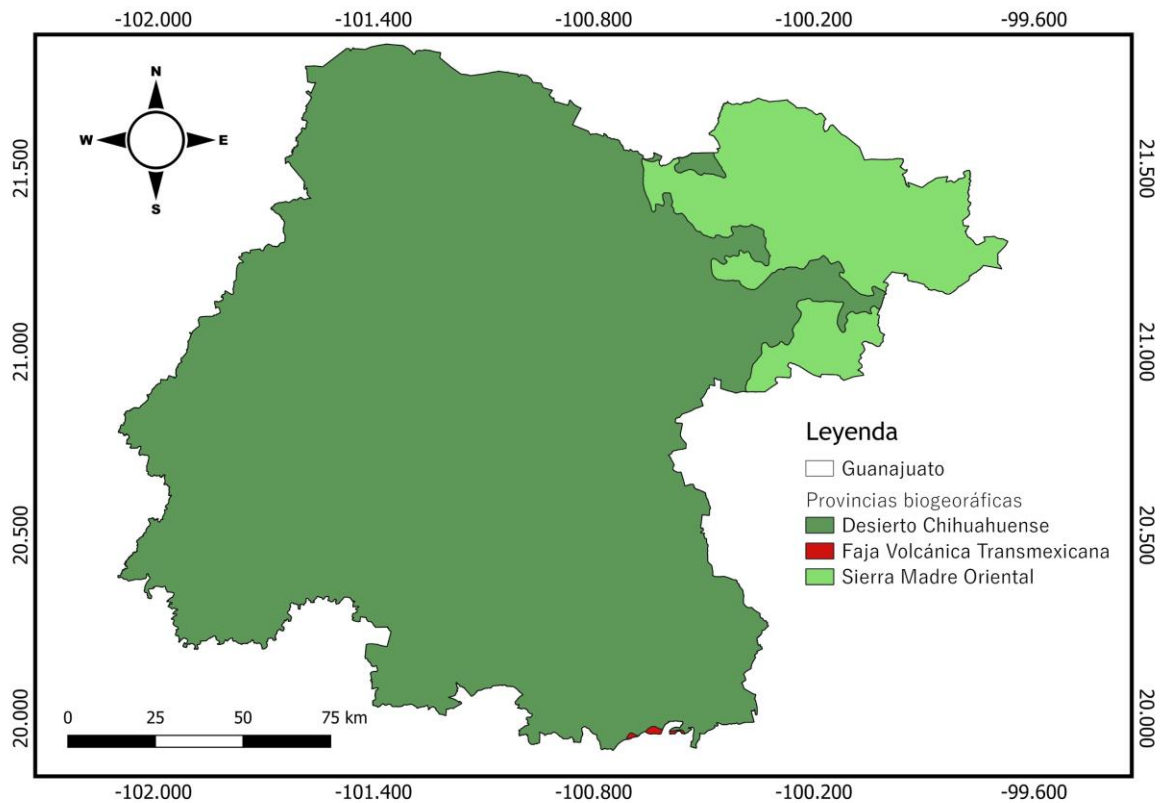
**Figura 1. Estado de Guanajuato, México.**

Fuente: Elaboración propia.

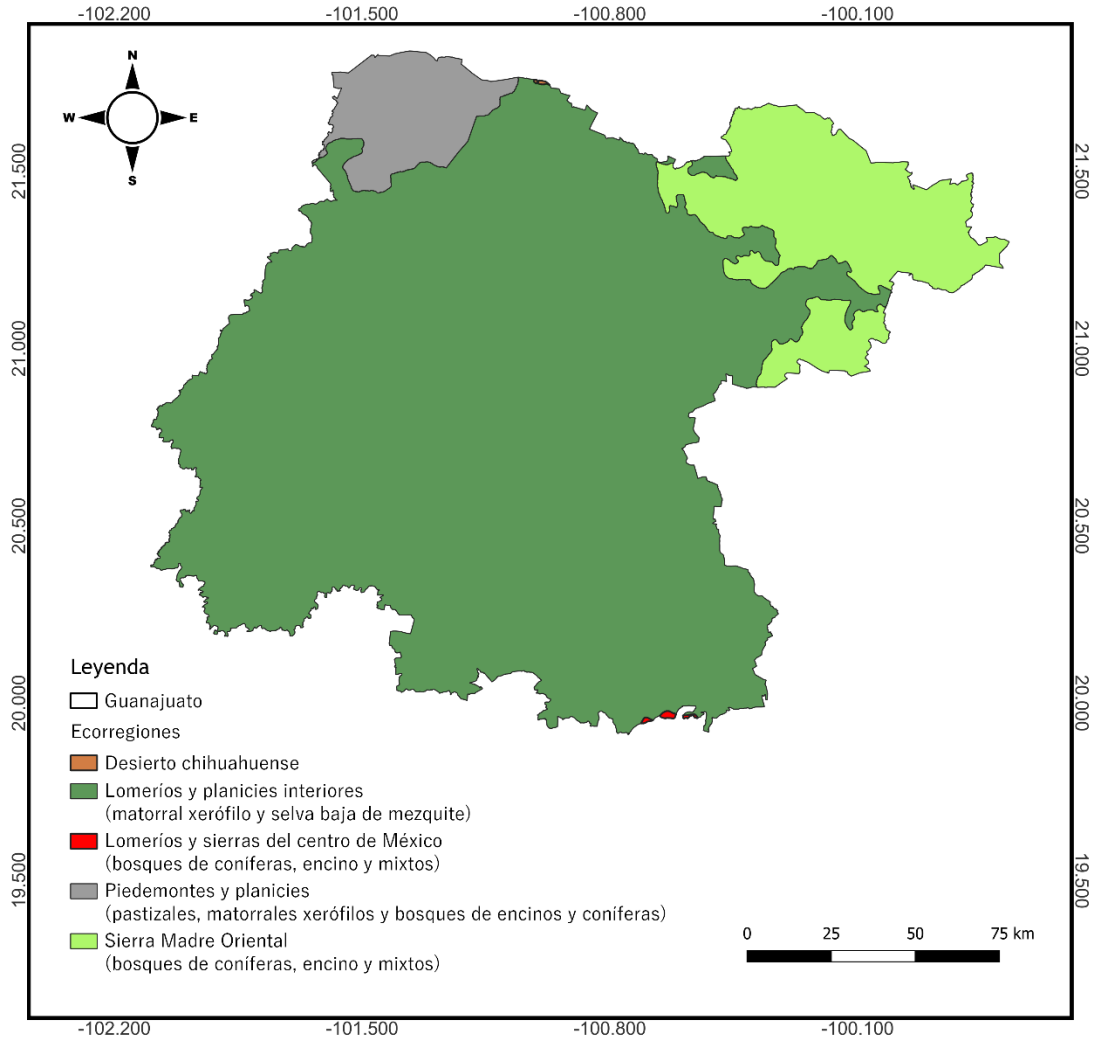
Por su posición geográfica, en el estado de Guanajuato confluyen tres provincias biogeográficas: (1) ocupando la mayor parte del área se encuentra la provincia del Desierto Chihuahuense, (2) hacia el extremo noreste una pequeña parte de la Sierra Madre Oriental y (3) hacia el sur, también, una mínima parte de la Faja Volcánica Transmexicana (Fig. 2;

Morrone *et al.*, 2017). A su vez, en dicha entidad confluyen las ecorregiones de Piedemontes y Planicies, Desierto Chihuahuense, Lomeríos y Planicies Interiores, Lomeríos y Sierras del Centro de México, y Sierra Madre Oriental (Fig. 3; Commission for Environmental Cooperation, 2021).

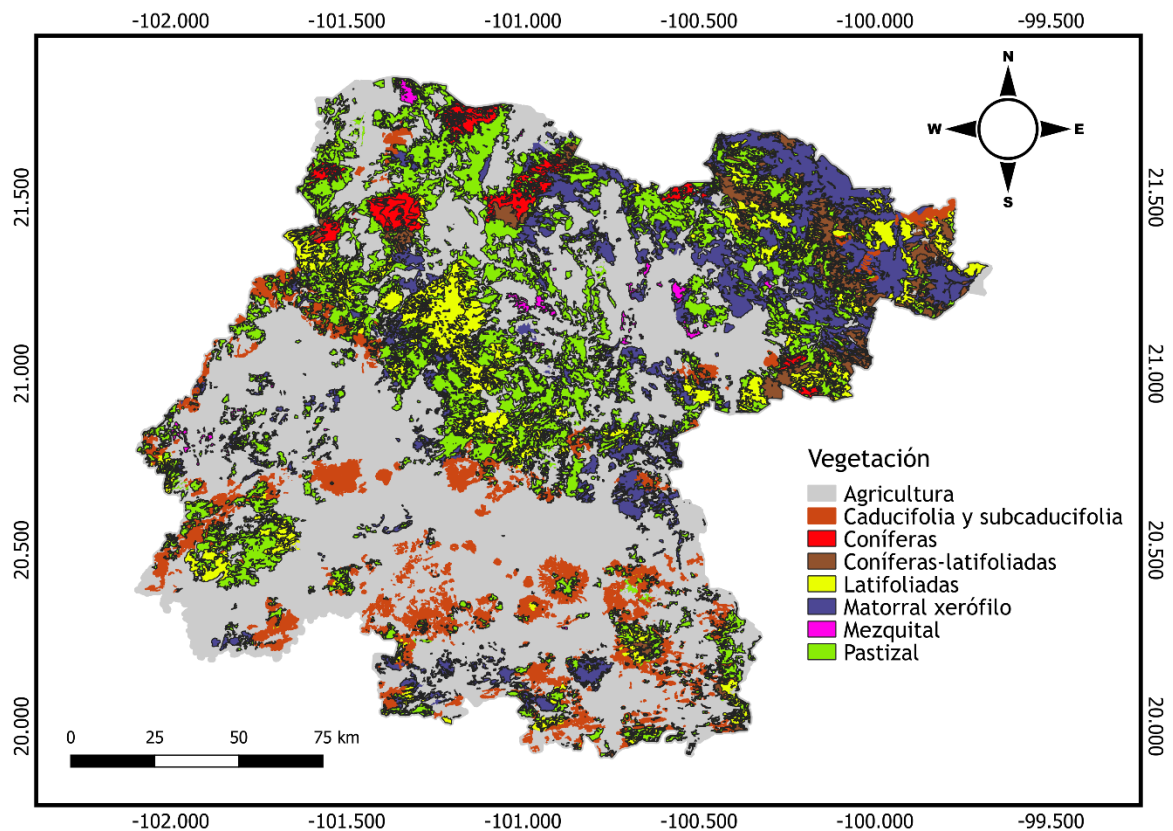
La presencia de diferentes provincias y ecorregiones en Guanajuato conforman un paisaje diverso en geformas (constituidas por rocas de origen volcánico, metamórfico, sedimentario y aluvial) en el que se alternan la presencia de llanuras, valles, lomeríos y mesetas, de igual forma presenta sistemas montañosos de diferente altitud lo que produce un complejo mosaico de climas, suelos y vegetación local (Figura 4) (INEGI, 2009).



**Figura 2. Provincias biogeográficas que confluyen en el estado de Guanajuato.**  
Fuente: Elaboración propia.



**Figura 3. Ecorregiones que confluyen en Guanajuato.**  
Fuente: Elaboración propia.

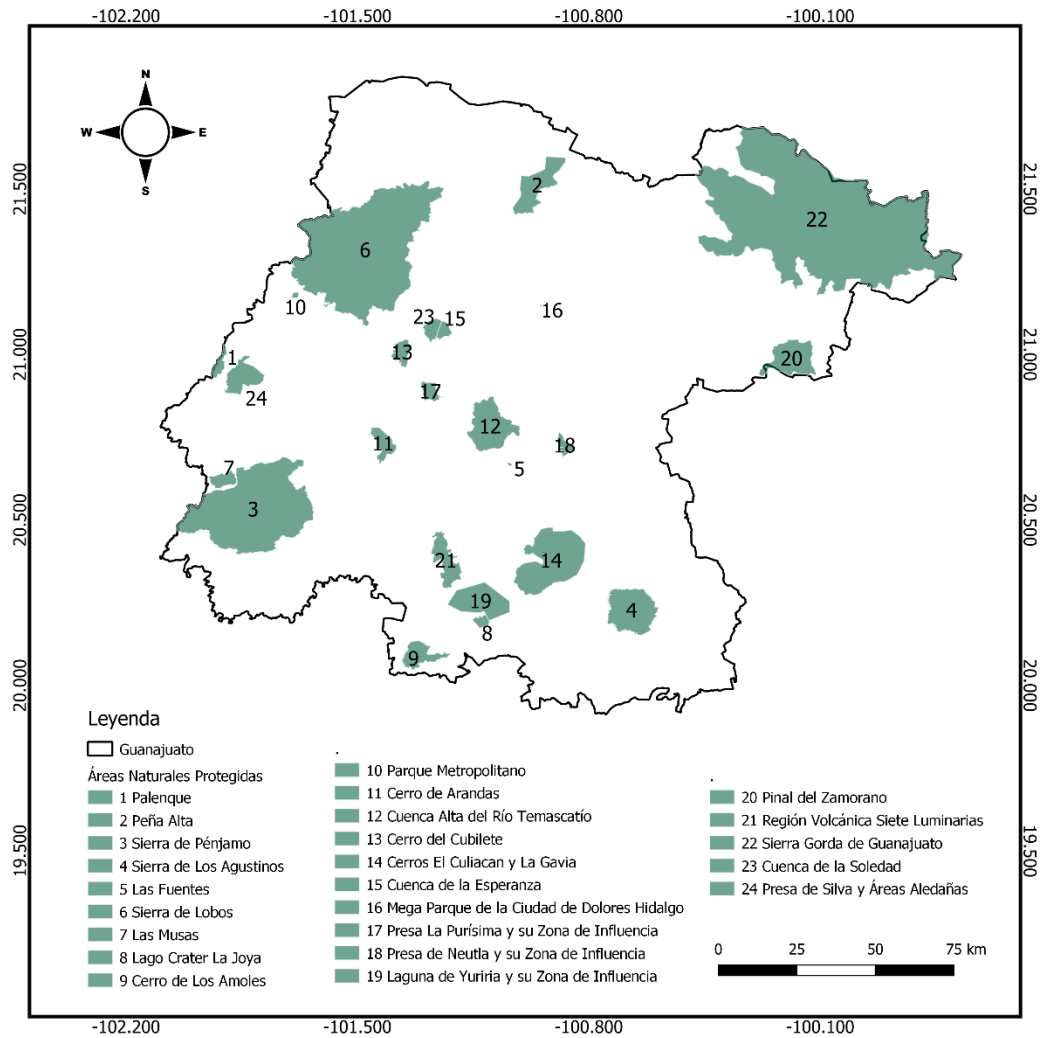


**Figura 4. Distribución de la vegetación en Guanajuato.**

Fuente: Elaboración propia

Por otro lado, el estado de Guanajuato cuenta con 24 áreas naturales protegidas (ANP) (Fig. 5), que han sido declaradas con el propósito de garantizar la preservación y conservación de su patrimonio natural y asegurar el aprovechamiento sustentable y disponibilidad de los recursos naturales (SMAOT, 2022). Así mismo, el estado de Guanajuato resguarda como parte de su diversidad biológica alrededor de 4,065 especies, de las cuales 112 son exclusivas de sus límites geopolíticos y 147 se encuentran en alguna categoría de la NOM-059-SEMARNAT-2010 (DOF, 2019). De este modo la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Conabio, 2012) ha reportado para el estado un total de 136 especies de hongos, 2,786 especies de plantas, 546 especies de

invertebrados, 38 especies de peces, 366 especies de aves y 87 especies de mamíferos. En cuanto al conocimiento de la herpetofauna que habita en Guanajuato, los estudios más recientes han reportado 27 especies de anfibios y 74 especies de reptiles (Leyte-Manrique *et al.*, 2022).



**Figura 5. Áreas Naturales Protegidas en Guanajuato.**  
Fuente: Elaboración propia.

Como se mencionó anteriormente, para el estado de Guanajuato se han reconocido un total de 26 especies de anfibios de las cuales tres pertenecen al orden Caudata y 23 al orden Anura, de este modo, comparado con la diversidad nacional de anfibios la entidad resguarda



un aproximado de 6.9% (Reynoso *et al.*, 2012). De acuerdo con la NOM-059-SEMARNAT-2010 (DOF, 2019), en Guanajuato se encuentran tres especies amenazadas y cinco sujetas a protección especial. En el Cuadro 1, se muestran las principales características de las 26 especies presentes en Guanajuato de acuerdo con la literatura (AmphibiaWeb, 2010; Arenas-Monroy *et al.*, 2012; Bryson *et al.*, 2018; Canseco-Márquez *et al.*, 2010; Conabio, 2020; Cruz-Hernández, 2013; Díaz *et al.*, 2017; Duellman, 1968; Fernández-Badillo *et al.*, 2016; González-Fernández, 2019; Goldberg, 2019; Hernández-Herrera y Pérez-Mendoza, 2020; Hughes y Meshaka, 2018; IUCN, 2015; Leivas *et al.*, 2012; Leyte-Manrique *et al.*, 2018; Mendelson *et al.*, 2015; Murrieta-Galindo *et al.*, 2018; Palacios-Martinez *et al.*, 2020; Percino-Daniel, 2019; Quintero-Díaz *et al.*, 2012; Rosas-Espinoza *et al.*, 2013; Ryan *et al.*, 2015; Santos-Barrera, 2014; Velarde-Aguilar, 2014).

**Cuadro 1. Características de las especies de anfibios en Guanajuato.**

Principales características de cada especie: Forma de vida, donde: Ac= Acuática, T= Terrestre y Ar= Arborícola. También se muestra el microhábitat de cada taxón, su tolerancia a la degradación del hábitat (SR= Sin registro de presencia en áreas contaminadas o perturbadas por el ser humano) y la categoría de riesgo en la que se clasifican de acuerdo con la NOM-059-SEMARNAT-2010 (DOF, 2019), donde Pr = Sujeto a protección especial, A= Amenazada. Finalmente se marcan con \* aquellas que son introducidas en el estado.

<b>Especie</b>	<b>Forma de vida</b>	<b>Microhábitat</b>	<b>Tolerancia a la degradación del hábitat</b>	<b>Categoría de riesgo</b>
<i>Ambystoma velasci</i>	Ac	Estanques y arroyos	Sensible a cambios de temperatura y contaminación. Metamórfico facultativo	Pr
<i>Anaxyrus compactilis</i>	T	Rocas, matorrales	SR	---
<i>Anaxyrus debilis</i>	T	Debajo de hojarasca y rocas	SR	---
<i>Anaxyrus punctatus</i>	T	A lo largo de riberas y arroyos rocosos	SR	---
<i>Aquiloerycea cephalica</i>	T	Debajo de troncos y rocas	Puede llegar a encontrarse en hábitat agropecuario y zonas urbanas	A
<i>Craugastor augusti</i>	T	Bajo tierra o en grietas de afloramientos rocosos	SR	---
<i>Dryophytes arenicolor</i>	T	Hábitats rocosos semiáridos cerca de una fuente de agua permanente Grietas de Rocas Pastos	SR	---
<i>Dryophytes eximius</i>	Ar/T	Arbustos y rocas	SR	---

<i>Dryophytes plicatus</i>	Ar	Bosques montanos húmedos subtropicales o tropicales, pastizales de tierras bajas subtropicales o tropicales estacionalmente húmedos o inundados	Se le ha encontrado en bosques antiguos muy degradados	---
<i>Eleutherodactylus guttilatus</i>	Ar	Arbustos	No toleran degradación del hábitat, restringidas al bosque tropical caducifolio	---
<i>Eleutherodactylus nitidus</i>	Ar	Bosque de Quercus y vegetación baja	SR	---
<i>Eleutherodactylus verrucipes</i>	T	Bajo rocas	SR	Pr
<i>Hypopachus variolosus</i>	T	Madrigueras subterráneas, charcas, pastos y rocas	SR	---
<i>Incilius nebulifer</i>	T	Cerca de ríos intermitentes, pantanos, marismas de agua dulce, en riberas arenosas, áreas urbanas, y canales y diques	Se ha observado en hábitats perturbados por el ser humano	---
<i>Incilius occidentalis</i>	T	Debajo de rocas, troncos o bajo el suelo	Tolerancia a áreas moderadamente perturbadas	---
<i>Isthmura belli</i>	T	Bajo corteza	Tolera moderada degradación del hábitat	A

<i>Lithobates berlandieri</i>	Ac	A lo largo de arroyos y ríos, manantiales, laguna, ensenadas, principalmente un habitante de la corriente	SR	Pr
<i>Lithobates catesbeianus</i> *	Ac	Masas de agua permanentes y cuerpos de agua estancados con vegetación acuática (lagos, pantanos, charcas, depósitos de agua, oasis, márgenes de corrientes, zanjas de irrigación y lagos artificiales)	SR	---
<i>Lithobates megapoda</i>	Ac	Lagos, estanques, pantanos y pequeños arroyos	Sensibles a la contaminación del agua, destrucción y degradación del hábitat	Pr
<i>Lithobates montezumae</i>	Ac	Zonas montañosas templadas y húmedas, en cuerpos de agua y arroyos	SR	Pr
<i>Lithobates neovolcanicus</i>	Ac	Pozas, charcas de agua, arroyos	SR	A
<i>Lithobates spectabilis</i>	Ac	Ríos, en arroyos y algunas lagunas	SR	---
<i>Rheohyla miotympanum</i>	Ar	Se puede encontrar en el suelo, arbustos o plantas pequeñas	SR	---
<i>Rhinella horribilis</i> *	T	Asociada a áreas abiertas	Común en áreas disturbadas agrícolas o urbanas	---

<i>Smilisca baudinii</i>	Ar	En lugares áridos y semiáridos donde se encuentran áreas boscosas y con matorrales alrededor de arroyos, resacas y acequias al borde de las carreteras	SR	---
<i>Spea multiplicata</i>	T	Madrigueras subterráneas, en suelos arenosos o con grava	No tolera degradación del hábitat	---

### 2.3. Sesgos Linneano y Wallaceano

Tradicionalmente, se considera que los vertebrados terrestres se encuentran entre los grupos taxonómicos con el mejor conocimiento sobre sus patrones de distribución geográfica, sin embargo, existen sesgos en los datos que pueden modificar la identificación de los patrones de distribución observada y por consiguiente influir en los planes de conservación de las especies.

En biogeografía, los sesgos (también llamados déficit) Linneano y Wallaceano pueden considerarse los más importantes, puesto que estos pueden alterar el conocimiento sobre la diversidad y los patrones de distribución de la riqueza, incluso de los grupos taxonómicos considerados mejor conocidos. Teóricamente, el sesgo Linneano está definido como la falta de conocimiento sobre la taxonomía de las especies; por otro lado, el sesgo Wallaceano se considera la falta de conocimiento sobre la distribución de las especies (Lomolino, 2004; Hortal *et al.*, 2015). Tanto el sesgo Linneano como el sesgo Wallaceano se ven influenciados, principalmente, por la intensidad y variación espacial de los muestreos (Oliveira *et al.*, 2016).

Ambos sesgos generalmente son difíciles de evaluar y pocos estudios incluyen análisis de este tipo previo a la realización de propuestas de conservación, de hecho, no existen estudios que utilicen la cuantificación de estos sesgos en los datos para posteriormente analizar los efectos de los incendios forestales en la biodiversidad.

## 2.4. Modelos de distribución potencial

Los modelos son representaciones parciales de la realidad que pueden reflejar algunas propiedades de su referencia (Mateo *et al.*, 2011). En específico, los modelos de distribución de especies son representaciones cartográficas de la idoneidad de un área para la presencia de una especie, obtenidas mediante la relación de observaciones de campo de los taxones con variables ambientales predictivas y que se basan en respuestas estadísticas o teóricas (Iloldi-Rangel y Escalante, 2008; Mateo *et al.*, 2011).

Dichas variables ambientales pueden ser climáticas, geológicas, topográficas u otras, y se espera que a partir de alguna de ellas por sí solas o en conjunto, sean capaces de definir las condiciones óptimas para la presencia de la especie en cuestión (Mateo *et al.*, 2011). Las variables climáticas y topográficas han sido, probablemente, las más utilizadas, ya que se ha observado que la temperatura, precipitación y topografía afectan la selección del hábitat y las tasas demográficas de muchas especies (Plasencia-Vázquez *et al.*, 2014).

De igual forma, al realizar este tipo de análisis es indispensable tomar en cuenta tres factores (Soberón y Peterson, 2005): 1) Biótico (B), que incluye la presencia de posibles interacciones favorables para las especies de estudio, y dentro de las que se deben incluir competidores, depredadores y mutualistas. 2) Abiótico (A), las variables ambientales (climáticas, geológicas, topográficas), que permiten la adaptación fisiológica de las especies. 3) Finalmente, el área de movilidad (M), es decir el área geográfica que ocupa una especie tomando en cuenta su capacidad de dispersión y la posible área que podría ocupar con condiciones adecuadas para sus requerimientos ecológicos.

El uso de modelos de distribución de especies es muy amplio. Entre los estudios biogeográficos aplicados, probablemente los más comunes están relacionados con la riqueza

de especies y su distribución geográfica, aunque también han sido aplicados a la distribución potencial de comunidades, de hábitats amenazados, y de especies en el pasado (Guisan y Zimmermann, 2000; Mateo *et al.*, 2011). Estos modelos también han sido de gran ayuda en el estudio del riesgo asociado a las especies invasoras, la protección y conservación de especies amenazadas, para determinar efectos del cambio climático, patrones de diversidad, diseño de reservas, estudios de conservación, localización de corredores óptimos para la distribución de especies, identificación de los efectos de las actividades humanas en la distribución de especies, entre otros (Mateo *et al.*, 2011). Respecto al efecto de los incendios forestales en la distribución de especies, el trabajo de Colmenero *et al.* (2004), incluye modelos de distribución de dos especies arbóreas tras un incendio forestal, para identificar zonas con características físicas que permitan una reforestación que refleje la heterogeneidad natural de la vegetación.

## **2.5. Incendios forestales**

Los incendios, en general, son cualquier tipo de fuego imprevisto e incontrolado y que se caracteriza por tener tres componentes: material combustible, oxígeno y calor que ocasiona la combustión (Pausas, 2012). En particular, los incendios forestales se definen como incendios que se extienden de manera descontrolada en zonas con cualquier tipo de cubierta vegetal leñosa viva o muerta (bosques, selvas o la vegetación de zonas áridas y semiáridas) (Cárdenas-Cruz, 2015; Pausas, 2012).

Los incendios forestales pueden clasificarse en dos grupos:



## 1) Por su origen

- **Incendios de origen natural**, causados principalmente por descargas eléctricas (rayos) y la erupción de volcanes (CONAFOR, 2010; Sánchez *et al.*, 1991).
- **Incendios ocasionados por el hombre**, cuyas causas incluyen el cambio del uso de la tierra, el desmonte de tierras y otras actividades agrícolas, el mantenimiento de los pastizales para la ganadería, la extracción de productos forestales no madereros, el desarrollo industrial, el reasentamiento, la caza, la negligencia y los incendios intencionales (FAO, 2014).

## 2) Por el estrato en que se originan

- **Incendios superficiales**, afectan principalmente el estrato herbáceo, aunque también combustibles vivos y muertos, se propagan de forma horizontal sobre la superficie y alcanzan hasta metro y medio de altura (Cárdenas-Cruz, 2015; CONAFOR, 2010; Sánchez *et al.*, 1991).
- **Incendios subterráneos**, pueden originarse a partir de un incendio superficial al propagarse bajo el suelo, se extienden a través de los sistemas radicales afectándolos al igual que a la materia orgánica del suelo, también es posible que alcance afloramientos rocosos; no producen llamas y emiten poco humo (Cárdenas-Cruz, 2015; CONAFOR, 2010; Sánchez *et al.*, 1991).
- **Incendios de copa o aéreo**, principalmente afectan el estrato arbóreo, inician en la superficie y se propagan sobre el nivel del suelo, posteriormente se extienden de manera vertical, es decir, escalan la vegetación dispuesta hacia arriba que sirve de combustible para llegar a las copas de los árboles; son considerados los más

destructivos, peligrosos y difíciles de controlar (Cárdenas-Cruz, 2015; CONAFOR, 2010; Sánchez *et al.*, 1991).

Los incendios forestales se producen con mayor frecuencia en zonas poco pobladas, lo que ocasiona que los datos estadísticos sobre áreas quemadas sean escasos, sin embargo, las técnicas de teledetección se han vuelto populares en su estudio ya que suponen una fuente importante de información que permite entender de mejor manera la magnitud e impacto de este fenómeno (Cabello y Paruelo, 2008). Las metodologías más empleadas en teledetección para evaluar los impactos de los incendios se han basado en dos tipos de información (Chuvienco *et al.*, 2012): (1) en los puntos de calor detectados por sensores con bandas en el infrarrojo medio; y (2) el cálculo de polígonos quemados tras el incendio, a partir de analizar el cambio en la reflectividad de algunos canales del espectro solar. El enfoque basado en puntos de calor ha sido el más utilizado, pues los incendios tienen un gran contraste con la temperatura ambiente y su detección es relativamente sencilla (Chuvienco *et al.*, 2012).

Los sensores más empleados en esta tarea han sido el NOAA-AVHRR, el ERSATSR y el MODIS, a bordo de los satélites Terra-Aqua (Szpakowski y Jensen, 2019; Chu y Guo, 2013; Lentile *et al.*, 2006). Este último sensor es un dispositivo de detección remota multitemporal y es el único que se diseñó para detectar puntos de calor, por lo que cuenta con una sensibilidad térmica idónea para esta tarea y facilita los resultados más precisos (Anderson, *et al.*, 2003; Justice *et al.*, 2002; Wooster *et al.*, 2021). La disponibilidad casi en tiempo real de los datos recopilados por el sensor MODIS, lo vuelve una fuente de datos prometedora para el seguimiento de incendios activos y áreas quemadas (Chuvienco *et al.*, 2012; Tanpipat *et al.*, 2009).

El efecto de los incendios forestales es un tema de controversia científica, sin embargo, es importante resaltar que el fuego es un factor ecológico natural en los ecosistemas terrestres, y tendrá una connotación positiva o negativa de acuerdo con el contexto en el que se analicen dichos efectos (Mataix-Solera y Cerdà, 2009; Mataix-Solera y Guerrero, 2007). En cuanto a las consecuencias negativas, se han reportado cambios importantes en los factores ecológicos que rigen el funcionamiento de los ecosistemas, dado que el fuego elimina temporalmente la parte aérea de la vegetación y altera la superficie de los suelos, los procesos erosivos e hidrológicos se alteran, lo cual en última instancia condicionan la evolución de los ecosistemas (Mataix-Solera y Cerdà, 2009; Sánchez *et al.*, 1991). Por otro lado, los aspectos positivos que se han observado son la fertilización del suelo producto de una quema moderada de las partes aéreas de la vegetación, así como el favorecimiento de adaptaciones para el rebrote, estrategias de liberación de semillas y germinación y producción de cortezas resistentes por parte de organismos vegetales (Mataix-Solera y Cerdà, 2009; Mataix-Solera y Guerrero, 2007).

Los efectos de los incendios forestales sobre la fauna pueden ser directos o indirectos. Directamente la fauna está afectada al sufrir lesiones en los individuos o la muerte de aquellos que no pudieron escapar del suceso (Harper *et al.*, 2016). Sin embargo, es posible que las especies nativas de áreas con siglos de historia de incendios puedan sobrevivir en un hábitat que ha sido moldeado por el fuego e incluso haberse adaptado para prosperar gracias a su influencia (Smith y Lyon, 2000). Indirectamente, las afectaciones se observan principalmente en la cobertura y los recursos alimenticios, por ejemplo: la vegetación y el suelo carbonizados pueden aumentar efectivamente la entrada de calor a un área y afectar la distribución de determinadas especies. Desde un punto de vista positivo el aumento de la luz y la temperatura

en un área quemada puede favorecer a especies como las ardillas terrestres (Harper *et al.*, 2016; Lyon *et al.*, 1978).

De acuerdo a Lyon y colaboradores (1978), en general, los efectos del fuego sobre la fauna se pueden organizar en una serie temporal establecida por el fuego e incluyendo consecuencias directas e indirectas de la siguiente manera:

- Antes de cualquier incendio, algunas especies de fauna influyen en la probabilidad de que ocurra un incendio.
- Durante las etapas de combustión activa, algunas especies de fauna mueren, pero muchas exhiben características de comportamiento predecibles en presencia de fuego.
- La condición del ambiente inmediatamente posterior al incendio conduce a respuestas conductuales específicas adicionales dentro de las poblaciones de fauna.
- Durante un período más prolongado, el desarrollo de la comunidad vegetal influye en los niveles de población, la supervivencia y la reproducción de la mayoría de los grupos de fauna.
- Finalmente, en entornos sujetos a incendios repetidos, la evolución de las especies conduce a características comunes compartidas por muchos grupos de fauna.

De acuerdo con Clivillé y colaboradores (1997), en el grupo de los anfibios las afectaciones por incendios pueden estudiarse desde tres perspectivas diferentes: sobre el hábitat, sobre la especie y sobre el individuo.

- Sobre el hábitat: principalmente por la pérdida de cobertura vegetal, recursos tróficos y humedad a causa del fuego. Dicha afectación indirecta es relevante

puesto que estas características son determinantes para la presencia de anfibios y su reproducción; por ejemplo: se ha observado que el número de especies que se reproducen descende cuanto mayor es la superficie vegetal quemada a sus alrededores.

- Sobre la especie: esta perspectiva hace referencia a la capacidad de tolerar la perturbación y modificación de su hábitat. Por ejemplo, las especies arborícolas y que son activas durante el día pueden considerarse las más vulnerables pues la mortalidad directa a causa del fuego tiene una mayor probabilidad comparado con las especies acuáticas que pueden refugiarse bajo el agua.
- Sobre el individuo: dada la capacidad de una parte de las poblaciones para migrar y recuperarse de forma natural a partir de los micro hábitats próximos que no sean afectados por el fuego, siempre y cuando haya núcleos importantes que actúen como reserva en las cercanías.

En México los incendios forestales ocurren durante todo el año, sin embargo, la temporada con mayores incidencias para la región Centro, Norte, Noreste, Sur y Sureste del país se presenta en los meses de enero a junio, mientras que para la región Noroeste la temporada crítica suele ocurrir en los meses de mayo a septiembre; ambos casos coincidiendo con la época de estiajes (época en la que el nivel de los cuerpos de agua descende) (CONAFOR, 2020; Pérez-Verdín *et al.*, 2013). Durante el año 2020, la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR) registró en su “Reporte Semanal Nacional de Incendios Forestales”, un total de 5,913 incendios forestales en todo el país. Las principales causas de estos sucesos se deben a actividades humanas como la agricultura, actividades pecuarias, fogatas,

actividades silvícolas, desechos de colillas de cigarro, entre otras (CONAFOR 2020, Pérez-Verdín *et al.*, 2013, SEMARNAT, 2020).

### **3. Antecedentes**

Los estudios en Guanajuato sobre incendios forestales son escasos, sin embargo, recientemente Salazar y colaboradores (2019) propusieron una cartografía con escala 1: 50,000 sobre la severidad de incendios en el estado para los años 2017, 2018 y 2019. Para generar dicha cartografía utilizaron imágenes del satélite SENTINEL. El cual, de acuerdo con los autores, ofrece grandes ventajas gracias a la resolución temporal y espacial, puesto que el nivel de detalle de las imágenes permitió, en este estudio, una delimitación cartográfica con mayor precisión comparada con otros sensores. De igual forma, Salazar y colaboradores (2019) estimaron la superficie quemada forestal de acuerdo con tres clases de afectación: moderada baja, moderada alta y alta. De este modo, estos autores lograron cuantificar el área quemada de Guanajuato, siendo 8,460 hectáreas afectadas para 2017; 19,589 hectáreas afectadas en 2018; y para 2019, un total de 52,713 hectáreas.

Por otro lado, Farfán-Gutiérrez y colaboradores (2020) generaron una cartografía de la probabilidad de ocurrencia de incendios forestales en el estado de Guanajuato. Para ello propusieron un modelo espacial donde tomaron en cuenta variables antrópicas como: la distancia a caminos, la distancia a zonas urbanas, distancia a usos de suelo agropecuarios y la distancia al borde de bosques, dado que éstos últimos fueron considerados como potenciales fuentes de ignición. Con este estudio, Farfán-Gutiérrez y colaboradores (2020) observaron también que los incendios en Guanajuato no son aleatorios, sino que están influenciados por la condición del bosque, por ejemplo, un fragmento forestal que sea

rodeado por suelos agrícolas y caminos, tendrá una probabilidad muy alta para que ocurra un incendio forestal.

En cuanto al estudio de anfibios dentro del estado de Guanajuato, en su mayoría existen trabajos relacionados con la diversidad del grupo, tal es el caso del listado herpetofaunístico realizado por Quijano y colaboradores (2001) en la Sierra de Santa Rosa, quienes registraron 11 especies de anfibios, dentro de las cuales tres fueron registros nuevos para el sitio de estudio. Por su parte, Campos-Rodríguez *et al.* (2009) reportaron tres nuevos registros de anfibios para Guanajuato en la reserva de la biosfera “Sierra Gorda”, colectados durante los años 2003 y 2006. Por último, en 2012, Reynoso y colaboradores reportaron una lista de 26 especies de anfibios: tres especies de salamandras de dos familias y dos géneros; y 23 ranas y sapos de siete familias y 11 géneros. Dado que los programas de conservación de este grupo en el estado son considerados escasos, Reynoso y colaboradores (2012) enfatizaron en la importancia de llevar a cabo diversos programas dentro de los que resalta estudiar los efectos de las poblaciones de especies introducidas en las poblaciones locales; estudios sobre los efectos de la pérdida de hábitat en anfibios; y estudios demográficos particulares y de viabilidad poblacional en las especies usadas por los humanos.

Hasta el momento solo se mencionaron algunos de los trabajos más recientes sobre la diversidad de anfibios en Guanajuato, sin embargo, también existen dos trabajos actuales de carácter ecológico. Leyte-Manrique y colaboradores (2019) analizaron la diversidad de anfibios y reptiles en ambientes perturbados y no perturbados, encontrando que las especies y diversidad en los ambientes analizados eran diferentes entre sí, a causa de la alteración del bosque caducifolio tropical, siendo los anfibios los de menor presencia, debido a que los cambios en el hábitat no los favorecen, a excepción de las especies con mayor tolerancia y

adaptabilidad a ambientes perturbados. Por otro lado, Cadena-Rico y colaboradores (2020) midieron la composición y diversidad de anfibios y reptiles distribuidos en tres tipos de vegetación presentes en la cuenca baja del Río Temascatío en el municipio de Irapuato, encontrando que, a pesar de ser un área perturbada principalmente por la ganadería, agricultura y aprovechamiento forestal, aún resguarda una importante cantidad de anfibios pues las especies encontradas representan un 36% de la herpetofauna del estado.



#### 4. Planteamiento del problema

Como se ha mencionado anteriormente, los incendios forestales tienen impactos complejos sobre los ecosistemas y sobre los procesos ecológicos que en ellos ocurren (González-Ulibarry, 2017). En la fauna las principales implicaciones del fuego son la muerte de los individuos y la pérdida del hábitat, que al mismo tiempo involucra, pérdida de refugios y alimento (Cárdenas-Cruz, 2015). Específicamente en el grupo de los anfibios, la afectación por estos sucesos no ha sido caracterizada del todo, pues solo se logró identificar un estudio sobre este tema y que describe las consecuencias en tres niveles: afectación del hábitat, de los individuos y de las especies (Clivillé *et al.*, 1997). En cuanto a las afectaciones en la distribución geográfica de las especies de anfibios por incendios no se ha encontrado ningún estudio, es por ello que se plantean las siguientes preguntas:

¿Qué cambios se observan en la distribución geográfica de los anfibios en Guanajuato después de que ocurren incendios forestales?

¿Cuáles son las especies de anfibios que tienen mayores cambios en su distribución a causa de los incendios forestales?

¿Cómo se distribuye la riqueza de especies de anfibios en Guanajuato y cuáles son las afectaciones de los incendios forestales a los posibles patrones de riqueza?

## 5. Objetivos

- General:

Cuantificar los efectos de los incendios forestales en las áreas de distribución geográfica de las especies de anfibios presentes en Guanajuato, mediante el uso de cartografía de incendios forestales y modelos de distribución potencial.

- Particulares:

1. Integrar una base de datos de especies de anfibios de distribución geográfica principal en Guanajuato, evaluar los sesgos de los datos, y elaborar modelos de distribución de las especies.
2. Identificar cuáles especies sufren más cambios en su distribución geográfica, comparando los modelos de distribución potencial con mapas de incendios forestales que hayan ocurrido en el estado entre los años 2000 y 2021.
3. Evaluar las afectaciones de los incendios forestales sobre los patrones de riqueza de anfibios en Guanajuato y las Áreas Naturales Protegidas que ocupan.

## 6. Hipótesis

- Las zonas con mayor riqueza de especies de anfibios registradas serán algunas áreas naturales protegidas como la Sierra Gorda, puesto que se han encontrado estudios sobre la cantidad de especies que habitan en estas zonas (ej. Campos-Rodríguez *et al.*, 2009; Quijano *et al.*, 2001).
- Los cambios que se observarán en los modelos de distribución de especies serán principalmente en la disminución del área de distribución geográfica de las especies, pues la presencia de las especies de anfibios en un sitio puede verse afectada por la pérdida de hábitat. Por ejemplo, *Rheohyla miotympanum* es una especie arborícola, por lo cual la pérdida de vegetación a causa de incendios forestales podría ocasionar su desaparición en algunas áreas en el corto y mediano plazo.
- Las especies con cambios mayores serán aquellas en las que su área de distribución potencial coincida con los sitios que presentan mayores recurrencias de incendios forestales.
- En las áreas naturales protegidas la recurrencia de incendios forestales será baja, y por tanto la afectación a la distribución de la riqueza de anfibios no será crítica en estas áreas.

## 7. Metodología

### 7.1. Base de datos

Las especies seleccionadas para este estudio fueron las reportadas por Reynoso y colaboradores (2012). Los datos georreferenciados se obtuvieron de Flores-Villela y Ochoa-Ochoa (2020) y Global Biodiversity Information Facility (GBIF.org, 2020), y todos los registros se reunieron en una base de datos. Los nombres científicos fueron revisados en Frost (2021) para verificar su validez; de igual forma, la base de datos fue depurada eliminando los registros con datos de georreferencia vacíos, duplicados e inválidos.

Los registros de cada especie fueron representados en mapas a través de sus puntos de latitud y longitud con el Sistema de Información Geográfica de código abierto QGIS v. 2.18.0 (QGIS Development Team, 2016). Las especies que no presentaron ningún registro en el estado de Guanajuato fueron descartadas para los posteriores análisis, quedando un número total final de 22 especies. De igual forma, partiendo de los mapas antes mencionados, se realizó una validación de la distribución de las especies por medio de literatura (Barragán-Ramírez y Navarrete-Heredia, 2011; Duellman, 1968; Frost, 2021; García-Vázquez y Trujano-Ortega, 2012; Goldberg, 2020; Hammerson y Santos-Barrera, 2010; IUCN, 2015; IUCN, 2020a; IUCN, 2020b; IUCN, 2020c; IUCN, 2021; Mendelson *et al.*, 2015; Pavón-Vázquez y Arvizu-Meza, 2015; Percino-Daniel, 2019; Reyes-Velasco, 2015; Rosales *et al.*, 2022; Ruballo-Marroquín e Hidalgo, 2013; Santos-Barrera *et al.*, 2010; Santos-Barrera, 2014; Santos-Barrera y Flores-Villela, 2004; Webb, 1996). También se descartaron aquellas especies introducidas en el área de estudio, es decir aquellas que no tienen una distribución

natural histórica en Guanajuato. De igual forma, los registros que no correspondían a la distribución natural histórica de las especies que no fueron descartadas, se eliminaron.

## **7.2. Análisis de sesgos**

La intensidad y variación espacial de los muestreos pueden afectar el conocimiento de la biodiversidad, lo cual genera sesgos en el conocimiento biológico. Dichos sesgos pueden estar relacionados, por ejemplo, con la cantidad de especies no descritas (sesgo Linneano) o con el poco conocimiento que se tiene sobre sus distribuciones geográficas (sesgo Wallaceano) (Hortal *et al.*, 2015). Estos sesgos pueden afectar directamente los parámetros utilizados para cuantificar la biodiversidad, comprometiendo los estudios sobre biogeografía y conservación (Oliveira *et al.*, 2016). Por tales motivos, los sesgos Linneano y Wallaceano se analizaron sobreponiendo los registros a una retícula con un tamaño de cuadro de  $0.25^\circ$  de latitud x  $0.25^\circ$  de longitud en QGIS (QGIS Development Team, 2016). Cada cuadro en esta gradícula se consideró como una Unidad Geográfica Operacional (UGO) y mediante intersecciones de los puntos de las especies, se realizó un mapa representativo del número de especies observadas por UGO. Posteriormente, se elaboró una matriz de presencia-ausencia de las especies en las UGO.

Los sesgos Linneano y Wallaceano se estimaron de manera indirecta: el primero mediante el estimador de riqueza no paramétrico Chao2 corregido, y el segundo mediante el estimador  $Q_s$  propuesto por Murguía y Villaseñor (2000).

El estimador Chao2 utiliza datos de incidencia y toma en cuenta la distribución de las especies entre las muestras, es decir, sólo toma en cuenta si la especie está presente y cuántas veces se encuentra determinada especie en el conjunto de muestras (Bautista-Hernández *et*

al., 2013; Escalante-Espinosa, 2003). De este modo, el estimador Chao2 se basa en el número de *singletons* o únicos (especies que se encuentran en una sola muestra) y el número de *doubletons* o duplicados (especies que se encuentran exactamente en dos muestras; Chazdon *et al.*, 1998). Este estimador se implementó en el programa R (Kindt y Coe, 2005) con 100 aleatorizaciones sin reemplazo y con la fórmula:

$$S_{est} = S_{obs} + \left( \left( \frac{L^2}{2M+1} \right) - \left( \frac{LM}{2} (M+1)^2 \right) \right)$$

Donde:

$S_{obs}$  = Riqueza observada

L = número de especies que se encuentran sólo en una muestra

M = número de especies que se encuentran en exactamente dos muestras

El estimador  $Q_s$  (Murguía y Villaseñor, 2000) es una medida de la calidad de los registros que se basa en la combinación de algún estimador de riqueza (en este caso Chao2) y un índice de frecuencia (F), este último hace referencia a la distribución de las especies en una matriz de presencia-ausencia. El estimador  $Q_s$  puede tomar valores entre '0' y '1', donde los valores cercanos a '1' indican menor probabilidad de error en el muestreo de especies, y valores cercanos a '0' indican mayor probabilidad de error. Este estimador facilita la comparación del conocimiento de la biodiversidad de diferentes regiones: cuanto más altos sean los valores de  $Q_s$ , más conocida será la región; además permite decidir de manera indirecta, el nivel de resolución de los análisis biogeográficos (Murguía y Villaseñor, 2000).

La fórmula utilizada para calcular  $Q_s$  fue la siguiente:

$$Q_s = \frac{F}{\left( \frac{S_{obs}m}{1 - E_s} - (S_{obs}, m) \right)}$$

Donde:

$F = \text{suma de todos los 1 en la matriz de presencia - ausencia}$

$S_{obs} = \text{Riqueza observada}$

$S_{est} = \text{Riqueza estimada}$

$E_s = \text{error de la estimación de la riqueza, que puede ser calculado mediante } E_s = 1 - \frac{S_{obs}}{S_{est}}$

$m = \text{número total de UGO}$

$(S_{obs}, m) = \text{máximo valor entre } S_{obs} \text{ y } m, \text{ es decir el número de renglones o el número de columnas de la matriz}$

### 7.3. Modelos de distribución potencial

Para realizar los modelos de distribución potencial, se delimitó la M para cada una de las especies con el fin de identificar el área accesible con base en sus capacidades de dispersión. Esta delimitación se realizó, primero, midiendo la distancia entre cada punto de registro de cada especie con ayuda de la herramienta matriz de distancia de QGIS (QGIS Development Team, 2016). Seguido de esto, se utilizó el promedio de las distancias antes mencionadas para generar un buffer que delimitó el perímetro que incluye cada una de las ocurrencias, posteriormente, el buffer fue utilizado para generar un polígono convexo mínimo con ayuda de la herramienta envoltura convexa de QGIS (QGIS Development Team, 2016), el cual representa la M de cada especie.

Una vez obtenida la M, esta se utilizó para recortar 19 variables ambientales con resolución de  $\sim 1 \text{ km}^2$  en QGIS (Fick y Hijmans, 2017; QGIS Development Team, 2016) que incluyen: temperatura media anual, rango diurno medio, isotermalidad, estacionalidad de la temperatura, temperatura máxima del mes más cálido, temperatura mínima del mes más frío, rango anual de temperatura, temperatura media del trimestre más húmedo, temperatura media del cuarto más seco, temperatura media del trimestre más cálido, temperatura media del

cuarto más frío, precipitación anual, precipitación del mes más húmedo, precipitación del mes más seco, estacionalidad de la precipitación (coeficiente de variación), precipitación del cuarto más húmedo, precipitación del cuarto más seco, precipitación del trimestre más cálido, precipitación del cuarto más frío; y tres variables topográficas, de igual forma con resolución de  $\sim 1 \text{ km}^2$ : pendiente, altitud y aspecto (United States Geological Survey, 2021), para de esta forma tomar en cuenta los factores climáticos y físicos que influyen en la distribución de las especies.

Posteriormente, los registros depurados se filtraron con una distancia entre ellos menor a 10 km en la plataforma Wallace (Kass *et al.*, 2018), esto con el fin de evitar una sobrerrepresentación de las condiciones ambientales en aquellas regiones que pudieran presentar un sesgo positivo de muestreo (Aiello-Lammens *et al.*, 2015). Con esta distancia de filtrado, se aseguró una variación potencial suficiente entre las ocurrencias y así poder considerarlas espacialmente independientes (Pearson *et al.*, 2007).

Por otro lado, la colinealidad es una correlación lineal entre variables, es decir que cuando una variable posee una correlación alta con otra u otras y puede ser explicada como una combinación lineal de las mismas, se dice que el conjunto de datos presenta multicolinealidad (Wang, 1996). Esto puede producir inexactitudes en los parámetros del modelo y disminución del poder estadístico, por tanto, la incertidumbre de los modelos aumenta (Júnior y Nóbrega, 2018). De este modo, una de las condiciones a cumplir para generar modelos de distribución, es que, las variables a utilizar, deben ser independientes entre sí o al menos que no exista una correlación fuerte (Mateo *et al.*, 2011). Por lo tanto, se estimó el Factor de Inflación de la Varianza (VIF) para cada una de las variables con umbral de 10, como se sugiere en la literatura (Mandeville, 2008; Montgomery y Peck, 1992),



mediante el uso de los paquetes *usdm* (Naimi *et al.*, 2014) y *rgdal* (Bivand *et al.*, 2015) del programa RStudio (Rstudio Team, 2020). Este análisis fue útil para identificar y descartar aquellas variables que pudieran estar correlacionadas y así evitar posibles sobrerrepresentaciones de los valores ambientales en los espacios bioclimáticos que están asociados a regiones que puedan presentar sesgos de muestreo.

Los modelos se realizaron bajo el algoritmo de máxima entropía, el cual utiliza píxeles con determinadas características ambientales y localidades de ocurrencia georreferenciada, para producir un modelo que expresa una distribución probable donde cada píxel contiene la idoneidad ambiental de las especies de acuerdo con las variables dadas; es decir, este algoritmo mide la similitud de los ambientes en cada píxel con los píxeles donde la especie ha sido observada (Phillips *et al.*, 2017). Los modelos se generaron en RStudio (Rstudio Team, 2020), a través del paquete *kuenm* (Cobos *et al.*, 2019). Para ello se utilizó el set de variables no correlacionadas que se seleccionaron previamente. El paquete *kuenm* requiere de tres conjuntos de datos de presencia: el primer grupo contiene el total de los registros, el segundo grupo contiene el 75% de los datos para entrenamiento, el tercero contiene el 25% de los datos que se usaron para la evaluación del modelo y, por último, el cuarto grupo contiene el 25% de datos independientes para una última evaluación, los cuales se extrajeron antes que los datos para entrenamiento y evaluación antes mencionados. La formación de estos grupos de datos se realizó mediante la función *kuenm\_occsplit* del paquete ya mencionado.

Una vez listos los datos, se utilizó la función *kuenm\_cal* para la generación de modelos candidatos con los *feature classes*: *linear*, *quadratic* y *hinge* y los *regularization multipliers* 0.5, 1, 1.5, 2, 2.5, 3, 3.5 y 4. Una vez producidos los modelos candidatos, se

realizó la evaluación de cada uno de ellos con la función `kuenm_ceval`, dicha función evalúa los modelos con base en la curva ROC parcial (Receiver Operating Characteristic) con una tasa de omisión ( $E=10$ ; Peterson, *et al.*, 2008), y el criterio de información de Akaike corregido para tamaños de muestra pequeños (AICc; Warren y Seifert, 2011). Posteriormente, se realizó el modelo final con 10 réplicas tipo bootstrap y formato de salida clog-log con la función `kuenm_mod`. El mejor modelo se evaluó con la función `kuenm_feval` utilizando el set de datos independientes. Por último, cada réplica del modelo final seleccionado se evaluó con la prueba de la curva ROC parcial por separado a través de la herramienta NicheToolbox (Osorio-Olvera *et al.*, 2020) para seleccionar el modelo con mayor valor de ROCp. Los parámetros que se utilizaron en la ROC parcial fueron 0.1 de proporción de omisión, 50% de puntos aleatorios y 500 iteraciones para el bootstrap.

Los modelos obtenidos de las 22 especies seleccionadas, se cortaron al tamaño del área estatal de Guanajuato (INEGI, 2012), y se aplicó el umbral de *10 percentile training presence* para obtener modelos con las mayores probabilidades de predicción de presencia de las especies en el estado (todos los valores por debajo del umbral se convirtieron en '0') (ver anexo), con el fin de facilitar los análisis sobre el efecto de los incendios forestales en la distribución de anfibios.

#### **7.4. Efecto de los incendios forestales sobre la distribución de anfibios**

Los datos de puntos de calor o hotspot del sensor MODIS son conocidos como MOD04A1, MYD04A1 anomalías térmicas/fuego y han sido ampliamente usados para definir regímenes de incendio, definir la ubicación de incendios forestales, realizar cartografías de áreas quemadas, entre otros. (Chuvieco *et al.*, 2012; Farfán *et al.*, 2021; González-Alonso *et al.*,

2007). Para este trabajo se utilizaron datos de hotspot provenientes del sensor MODIS con una resolución de 1 km para el período 2000-2021, los cuales fueron descargados de NASA Earth Data Cloud (2020) y se seleccionaron con una confiabilidad de 70% aquellos que se distribuyen en sitios forestales, específicamente los que coincidieron con vegetación nativa.

Los puntos de los incendios se sobrepusieron a una malla con resolución de ~1k m<sup>2</sup> en QGIS (QGIS Development Team, 2016) y se contó el número de incendios por celda.

Para evaluar el impacto de los incendios sobre el SDM de cada especie, y debido a que los valores de los SDM representan probabilidades entre '0' y '1', fue necesario realizar una normalización de los datos de número de incendios, para hacerlos comparables. La normalización es una técnica donde los atributos son escalados dentro de un rango pequeño de valores como entre '-1' y '1' o entre '0' y '1' (Hernández y Rodríguez, 2013). Para los datos de incendios se aplicó la técnica de normalización Min-Max, la cual es adecuada cuando se conocen los límites (valores máximo y mínimo) del conjunto de datos a normalizar (Anil *et al.*, 2005). Los valores mínimos y máximos se desplazan a '0' y '1', respectivamente y todos los datos se transforman en el rango '0' a '1', de manera que la distribución original se mantiene (excepto para el factor de escala) (Farrús *et al.*, 2007). Los datos normalizados se calcularon de acuerdo con la siguiente ecuación:

$$x'_{ij} = \frac{x_{ij} - \min_j}{\max_j - \min_j}$$

Donde:

$x'_{ij}$ = Conjunto de datos normalizados

$x_{ij}$ = Conjunto de datos a normalizar

$min_j =$  Valor mínimo del conjunto de datos  $j$

$max_j =$  Valor máximo del conjunto de datos  $j$

Para analizar el impacto de los incendios sobre la riqueza de especies, la malla con el número de incendios por celda se rasterizó y posteriormente se creó un mapa de densidad Kernel con radio de 3000 m en el programa de acceso libre DINAMICA EGO (Fig. 8; Ferreira *et al.*, 2019). La densidad Kernel es una técnica no paramétrica que ha sido ampliamente utilizada en investigaciones y cartografía enfocadas en priorizar áreas con relación al mayor número de incendios por unidad de superficie (Flores-Garnica, 2021). Este método calcula la densidad de las entidades de punto alrededor de cada celda ráster de salida. Para ello, se usan cálculos de vecindad local que se hacen de acuerdo con la estructura de una cuadrícula (o red de celdas), donde el valor de densidad, en un punto o celda dada, resulta de una estimación basada en los valores de varios puntos a su alrededor (Flores-Garnica y Macías-Mauro, 2018; Garzón-Vergara y Campoverde-Molina, 2019). De este modo, el valor de superficie es más alto en la ubicación del punto y disminuye a medida que aumenta la distancia desde el punto y se aproxima a cero en la distancia del radio de búsqueda desde el punto (Flores-Garnica y Macías-Mauro, 2018; Garzón-Vergara y Campoverde-Molina, 2019).

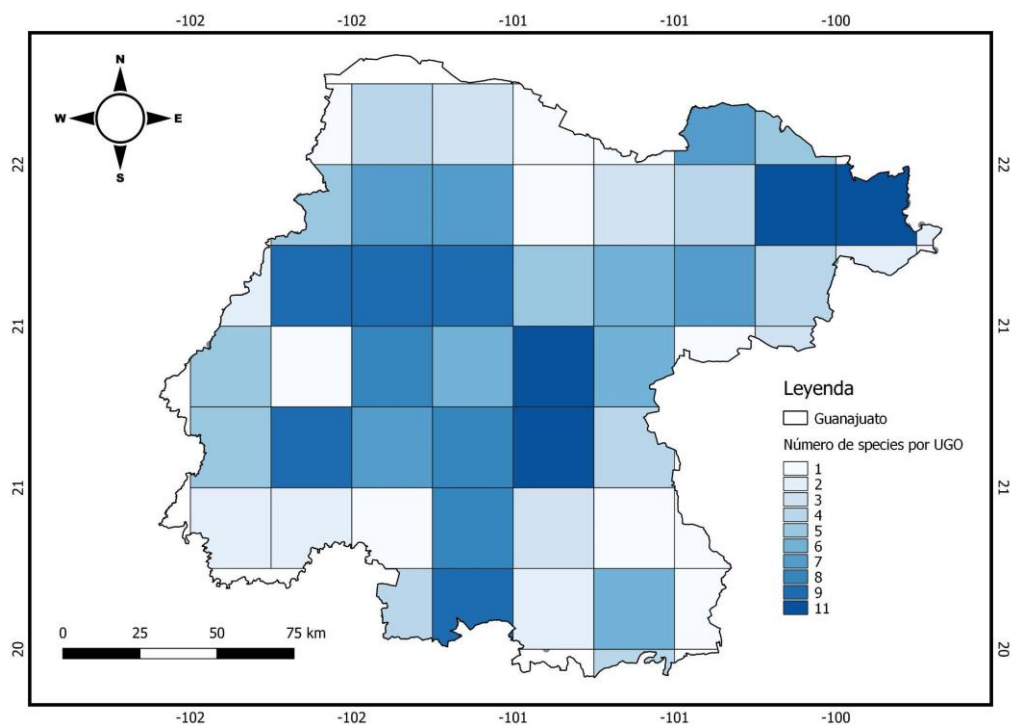
Posteriormente el ráster de densidad Kernel se transformó a un mapa binario (todo valor diferente de 0 se convirtió en '1' y los valores 0 se mantuvieron como '0') y se multiplicó con los modelos de distribución potencial con la herramienta "calculadora ráster" de QGIS (QGIS Development Team, 2016) para observar el efecto de los incendios forestales sobre el patrón de riqueza de los anfibios.

El porcentaje de área afectada por incendios forestales se calculó en QGIS (QGIS Development Team, 2016), mediante la herramienta “r.report” y se realizaron mapas sobre la afectación de incendios en el área de distribución de los anfibios, en donde también se representaron las ANP presentes en Guanajuato (SMAOT, 2022) para cuantificar las posibles afectaciones dentro de estas áreas.

## 8. Resultados

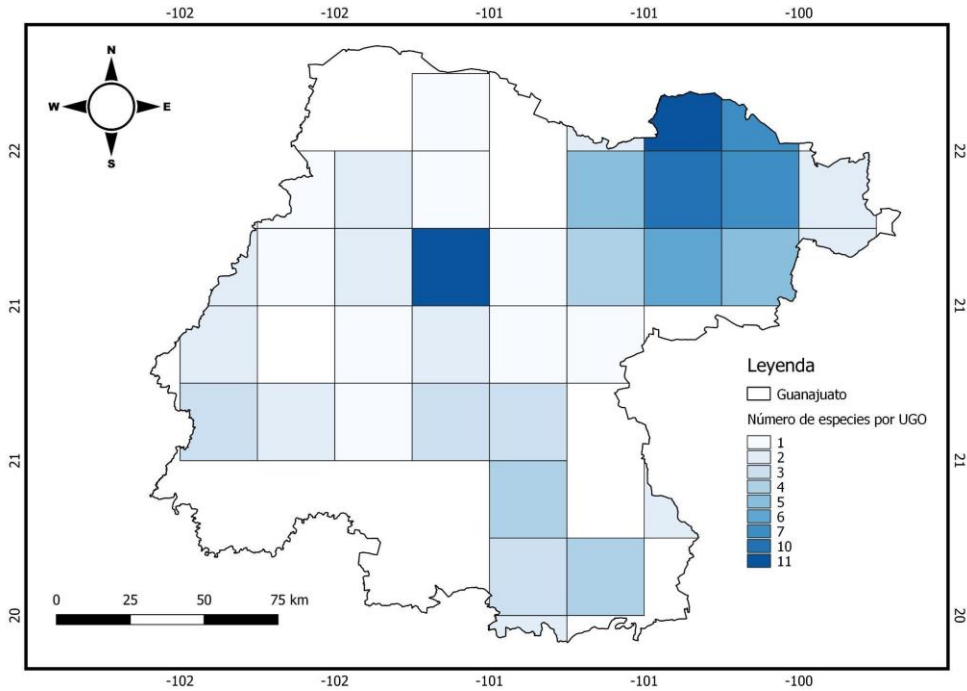
### 8.1. Sesgos Linneano y Wallaceano

Las distribuciones completas de las especies de anfibios respecto a las 53 UGO de 0.25° se muestran en la Figura 6. Con fines comparativos con otro grupo taxonómico (mamíferos), se utilizaron los datos de Flores-Quintal (*com. pers.*) (Fig. 7).



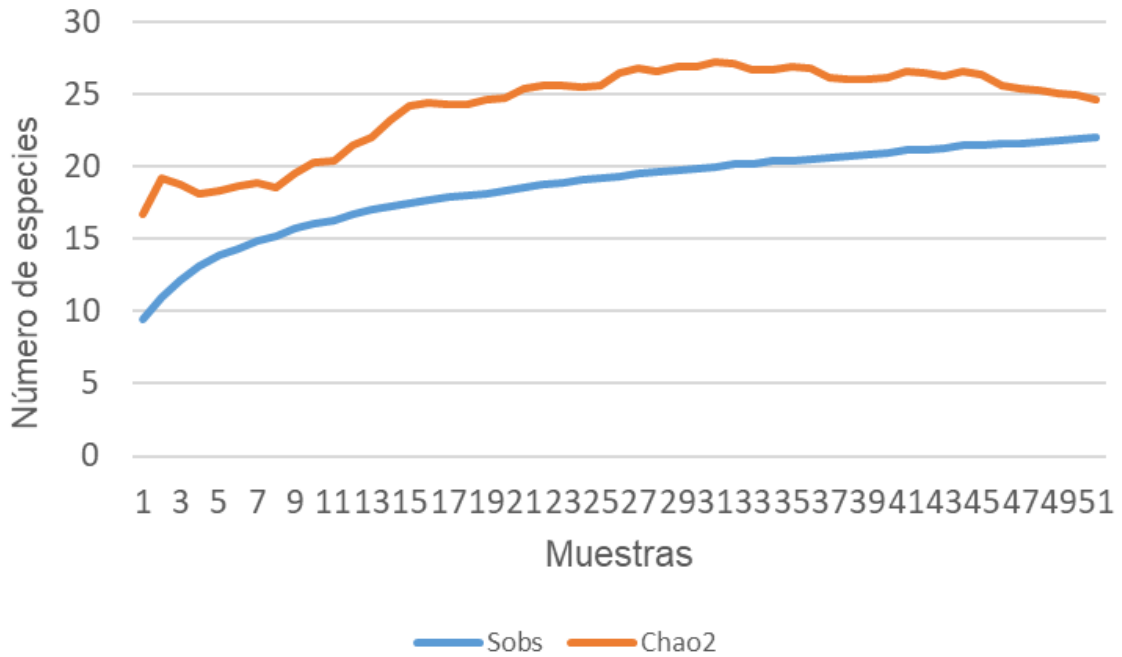
**Figura 6. Número de especies de anfibios por cuadrado.**

Fuente: Elaboración propia.

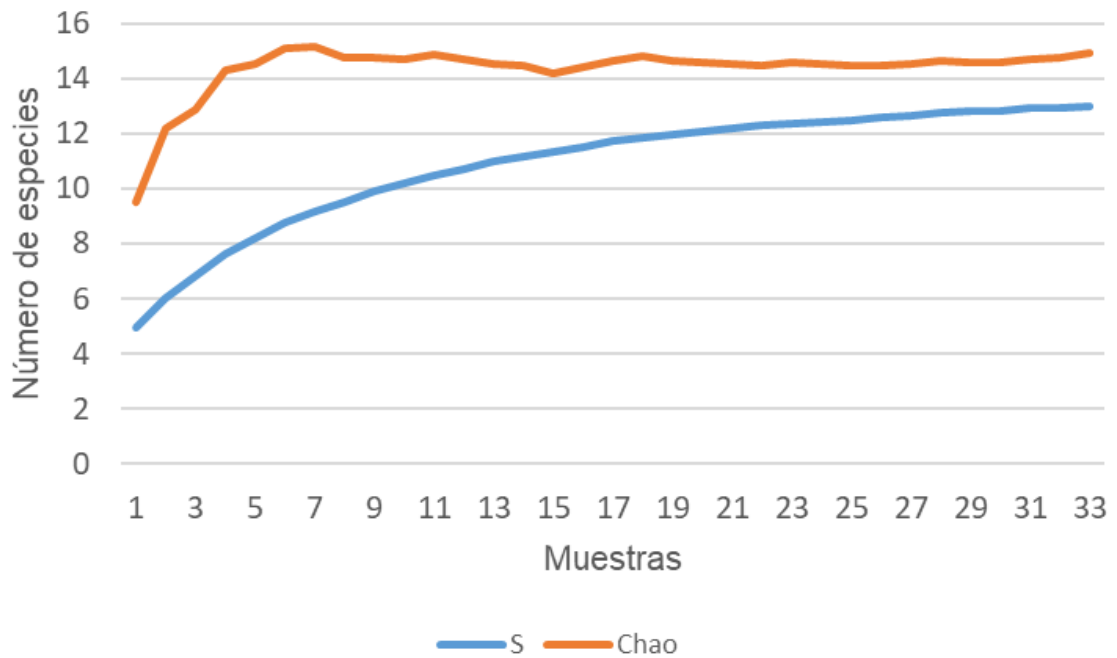


**Figura 7. Número de especies de mamíferos por cuadro.**  
Fuente: Elaboración propia.

Las Figuras 8 y 9 son una representación gráfica del resultado obtenido con el estimador de riqueza no paramétrico Chao2, para las OGU de los anfibios y los mamíferos (Flores-Quintal, *com. pers.*), respectivamente. En ellas se muestra el número de especies observadas ( $S_{obs}$ ) y el estimado por el algoritmo Chao2. Para el caso de los anfibios, la riqueza estimada por el algoritmo fue de 24.61 con una desviación estándar (SD) de 3.42, mientras que, para los mamíferos, la riqueza estimada fue de 14.94 y SD de 3.64.



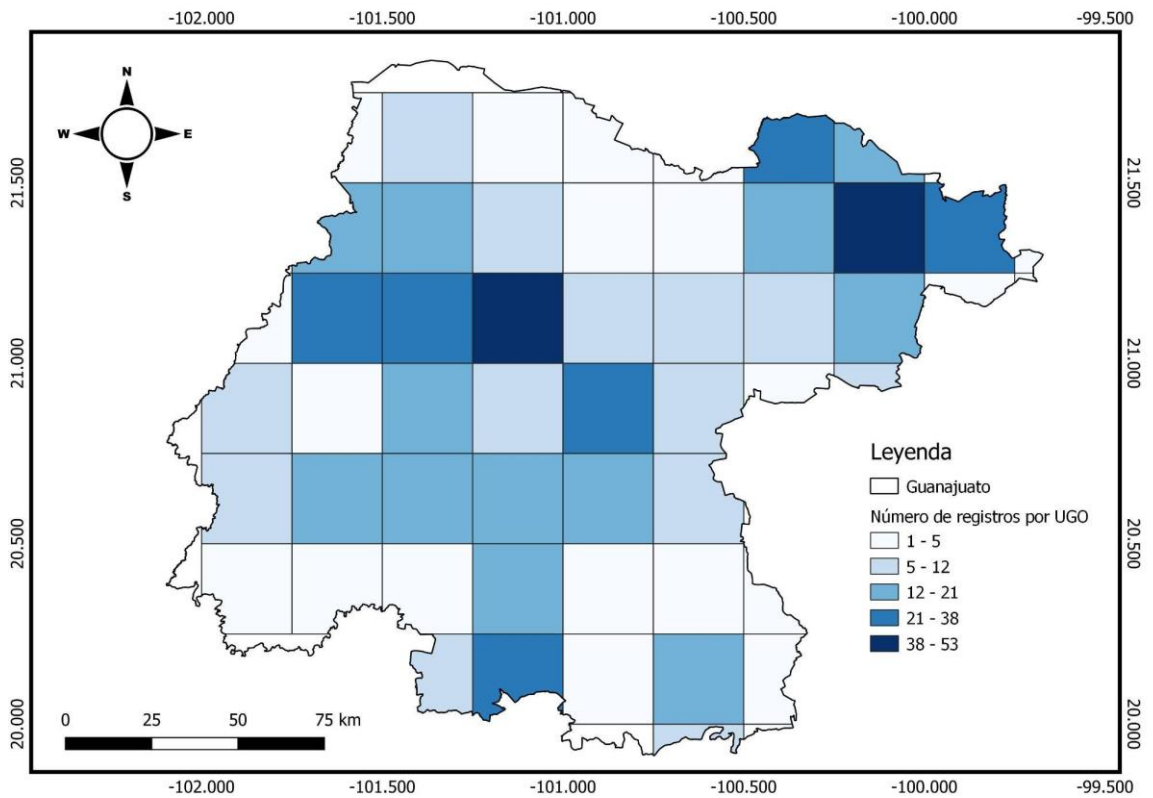
**Figura 8. Estimación de la riqueza de especies de anfibios con Chao2 (Kindt y Coe, 2005).**  
Fuente: Elaboración propia.



**Figura 9. Estimación de la riqueza de especies de mamíferos con Chao2 (Kindt y Coe, 2005).**  
Fuente: Elaboración propia.



El estimador Qs produjo un valor de 23% para la estimación con 53 UGO, lo cual representa una calidad pobre de los datos, pues de acuerdo con Murguía y Villaseñor (2000) valores de >80% se interpretan como una calidad de los datos “muy buena”; 50%-80% “buena” y <50% “pobre”. Este resultado puede representarse gráficamente con el mapa de la Figura 10, en el cual se observa una gama de azules, donde los más oscuros representan una mayor cantidad de registros y los más claros una menor cantidad, lo cual nos indica que existe un mejor esfuerzo de muestreo en ciertas zonas, por ende, un sesgo de muestreo y por consiguiente un déficit en el conocimiento de la distribución de las especies estudiadas.



**Figura 10. Número de registros por UGO.**

Fuente: Elaboración propia.

## 8.2. Modelos de distribución potencial

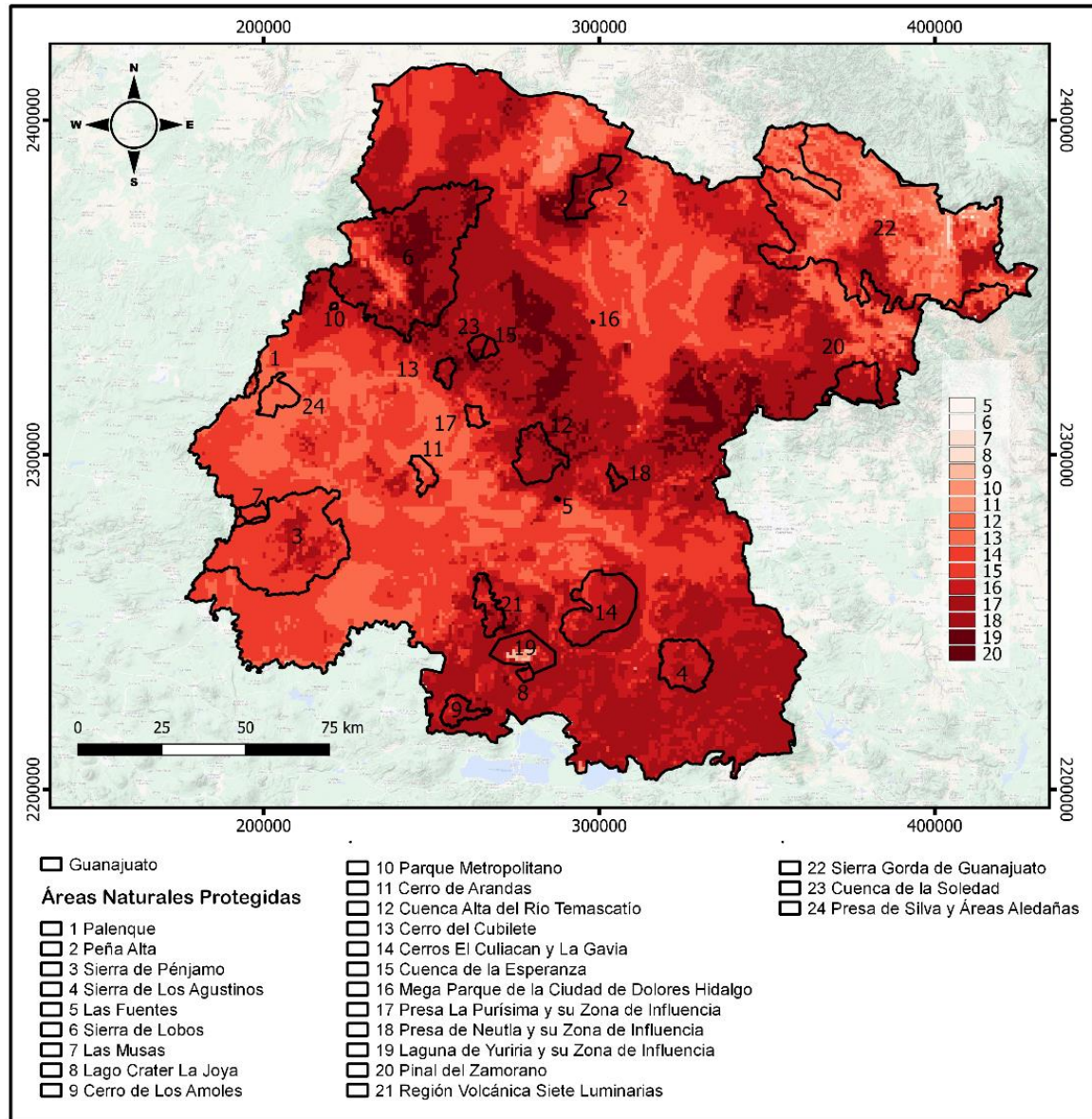
Los principales resultados del proceso de modelación para las 22 especies se muestran en el Cuadro 2 (pvalue-pROC= valor de  $p$  en la prueba pROC, OR = tasa de omisión, AICc= valor para el criterio de información de Akaike corregido para tamaños de muestra pequeños, RM = regularization multiplier, feature types). A partir del cálculo del valor del área predicha respecto al área total de Guanajuato, las especies *Craugastor augusti*, *Dryophytes arenicolor*, *Dryophytes eximius*, *Incilius occidentalis*, *Lithobates montezumae*, *Lithobates neovolcanicus* y *Spea multiplicata* ocuparon más del 90% del área total de Guanajuato, como área de distribución geográfica idónea. Por el contrario, las especies con menor porcentaje de área predicha en Guanajuato fueron *Incilius nebulifer* (3%), *Lithobates berlandieri* (19%), *Smilisca baudini* (25%) y *Aquiloerycea cephalica* (31%) (Cuadro 2).

**Cuadro 2. Características resultantes para los modelos seleccionados.** Características de los modelos seleccionados. Para las características de los modelos: pvalue-pROC= valor de  $p$  en la prueba pROC, OR = tasa de omisión, AICc= valor para el criterio de información de Akaike corregido para tamaños de muestra pequeños, RM = regularization multiplier, feature types.

Especie	pvalue-pROC	OR	AICc	Feature Class	RM
<i>Ambystoma velasci</i>	0	0.04347	2324.588	Linear	0.5
<i>Anaxyrus compactilis</i>	0	0.07317	4502.162	Linear	1.5
<i>Anaxyrus punctatus</i>	0	0.0669	26357.291	Hinge	1
<i>Aquiloerycea cephalica</i>	0	0.111	1767.924	Linear	4
<i>Craugastor augusti</i>	0	0.074	6565.630	Linear	0.5
<i>Dryophytes arenicolor</i>	0	0.124	18515.620	Hinge	3
<i>Dryophytes eximius</i>	0	0.1	7706.248	Linear	0.5
<i>Eleutherodactylus guttilatus</i>	0	0	1364.214	Hinge	3
<i>Eleutherodactylus nitidus</i>	0	0.1041	5111.3675	Linear	2
<i>Eleutherodactylus</i>	0	0	1527.851	Quadratic	1

<i>verrucipes</i>					
<i>Hypopachus variolosus</i>	0	0.09821	12889.7653	<i>Hinge</i>	3.5
<i>Incilius nebulifer</i>	0	0.1	27952.286	<i>Hinge</i>	1.5
<i>Incilius occidentalis</i>	0	0.1052	12785.0704	<i>Linear</i>	3
<i>Isthmura bellii</i>	0	0.111	1884.6157	<i>Linear</i>	1.5
<i>Lithobates berlandieri</i>	0	0.0971	29278.734	<i>Quadratic</i>	0.5
<i>Lithobates megapoda</i>	0	0.166	1265.3992	<i>Quadratic</i>	0.5
<i>Lithobates montezumae</i>	0	0.1372	5619.5468	<i>Linear</i>	0.5
<i>Lithobates neovolcanicus</i>	0	0.0625	3197.6394	<i>Quadratic</i>	0.5
<i>Lithobates spectabilis</i>	0	0.175	4175.16388	<i>Hinge</i>	3
<i>Rheohyla miotympanum</i>	0	0.07407	2971.771	<i>Linear</i>	1
<i>Smilisca baudinii</i>	0	0.0769	30080.336	<i>Quadratic</i>	0.5
<i>Spea multiplicata</i>	0	0.0717	23440.022	<i>Hinge</i>	2

El mapa de riqueza de especies de anfibios en Guanajuato se muestra en la Figura 11, donde se observa un amplio corredor con una mayor riqueza de especies, que abarca desde el noroeste, parte de la región central y este del estado y en donde coinciden ocho ANP: Las Fuentes, Sierra de Lobos, Parque Metropolitano, Cuenca Alta del Río Temascalío, Cerro del Cubilete, Cuenca de la Esperanza, Presa de Neutla y Cuenca de la Soledad. De igual forma, esta condición se observa hacia el sureste del estado, en donde también se encuentran seis de las 24 ANP: Sierra de los Agustinos, Lago Cráter la Joya, Cerro de los Amoles, Cerros El Culiacán y La Gavia, Laguna de Yuriria y Región Volcánica Siete Luminarias.

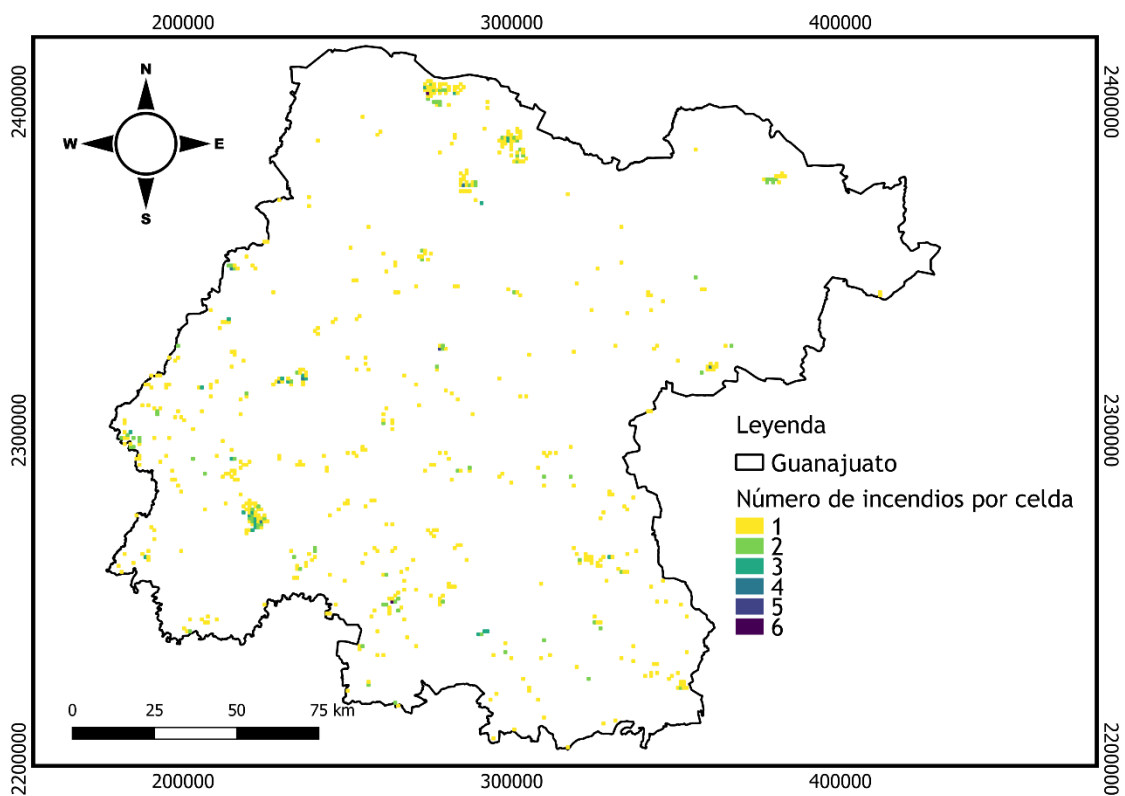


**Figura 11. Riqueza de especies de anfibios y las Áreas Naturales Protegidas en Guanajuato.**  
Fuente: Elaboración propia.

### 8.3. Incendios forestales

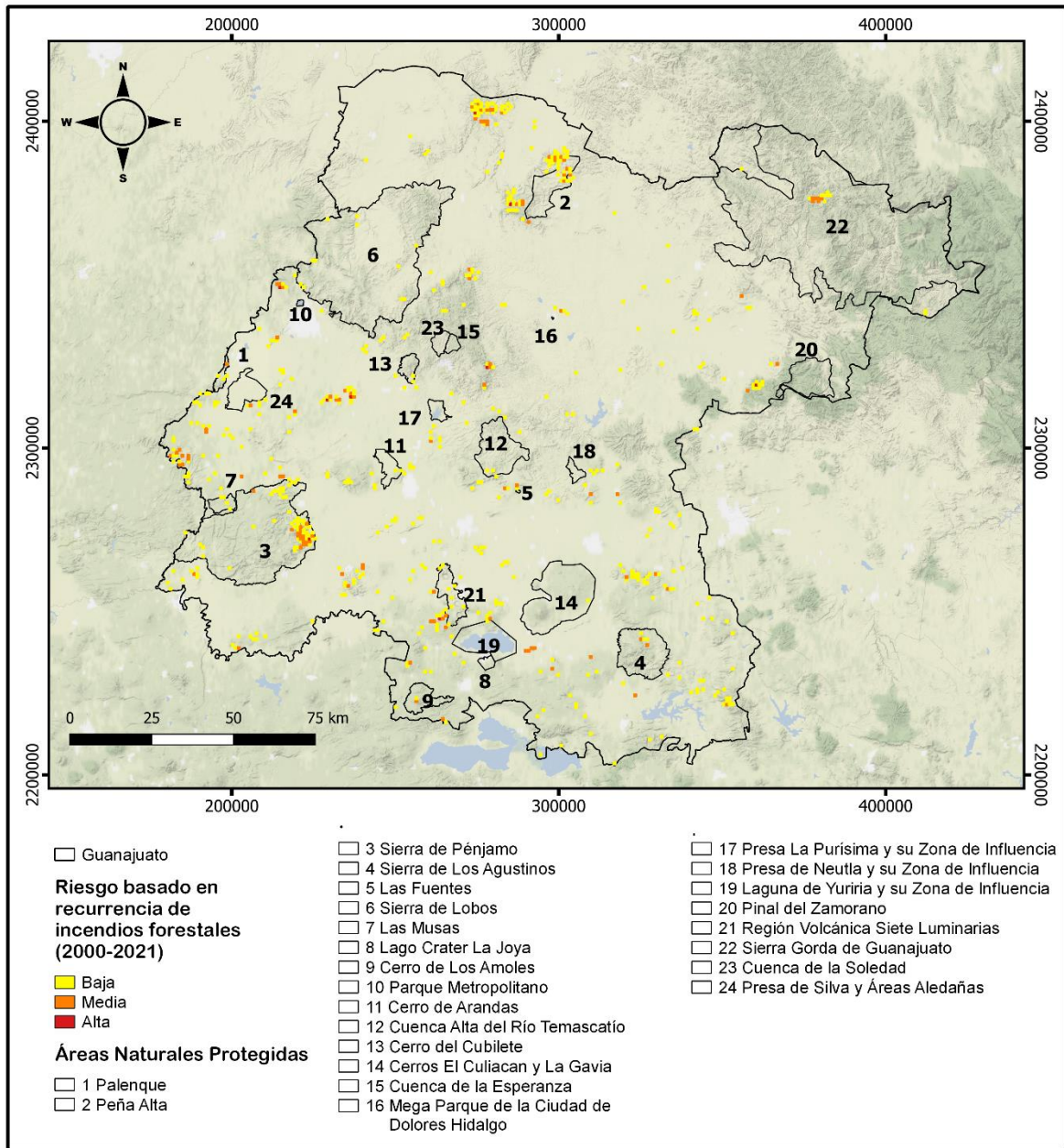
El conteo de incendios por celda (Fig. 12) y la normalización de estos datos, dio como resultado un mapa sobre la recurrencia de incendios en Guanajuato dentro del periodo de tiempo 2000-2021. La recurrencia se clasificó en tres categorías, similar a un semáforo de riesgo: (1) la clase “baja” indicando el menor número de eventos ocurridos en un sitio; (2) la

clase “media” representando entre dos y tres eventos ocurridos; y (3) la “alta” que indicó entre 4 y 6, siendo estos la mayor cantidad de eventos ocurridos (Fig. 13). De acuerdo con esta cartografía, la mayor recurrencia de incendios ocurre en la zona norte y suroeste, afectando principalmente las áreas naturales protegidas Palenque, Peña Alta, Sierra de Pénjamo, Las Musas y Región Volcánica Siete Luminarias. Por otro lado, dentro de la distribución temporal de la recurrencia de incendios forestales, para el periodo de tiempo analizado, destacan los años 2017, 2019 y 2021, fechas en las que ocurrió la mayor cantidad de incendios (72, 110 y 150, respectivamente).



**Figura 12. Número de incendios por celda.**  
Fuente: Elaboración propia.





**Figura 13. Semáforo de riesgo basado en la recurrencia de incendios en Guanajuato y las Áreas Naturales Protegidas.**

Fuente: Elaboración propia.

La Figura 14 muestra el mapa de densidad del Kernel de incendios forestales obtenido. A partir de la intersección del mapa binario de densidad Kernel con los modelos de distribución potencial, se obtuvieron mapas que muestran el área de distribución geográfica idónea para las especies de anfibios, que está siendo afectada por los incendios

forestales (ver Anexos). En cuanto al cálculo del porcentaje de área dañada, las especies *Eleutherodactylus nitidus*, *Hypopachus variolosus*, *Lithobates megapoda* y *Smilisca baudinii* presentaron la mayor afectación en su área de distribución con poco más del 20% de área dañada (Cuadro 2). El mapa de riqueza obtenido también se intersectó con el mapa de densidad de incendios (Fig. 15), y se cuantificó un total de 5,236.6 km<sup>2</sup> (17%) de área afectada. Cabe destacar que el corredor de alta riqueza de especies antes mencionado se ve afectado en casi todo su largo.

**Cuadro 3. Cuantificación de área afectada por incendios forestales.** Porcentajes de área predicha respecto al área total de Guanajuato (30,702 km<sup>2</sup>) y el porcentaje de área afectada por incendios forestales respecto del área predicha de las 22 especies de anfibios analizadas.

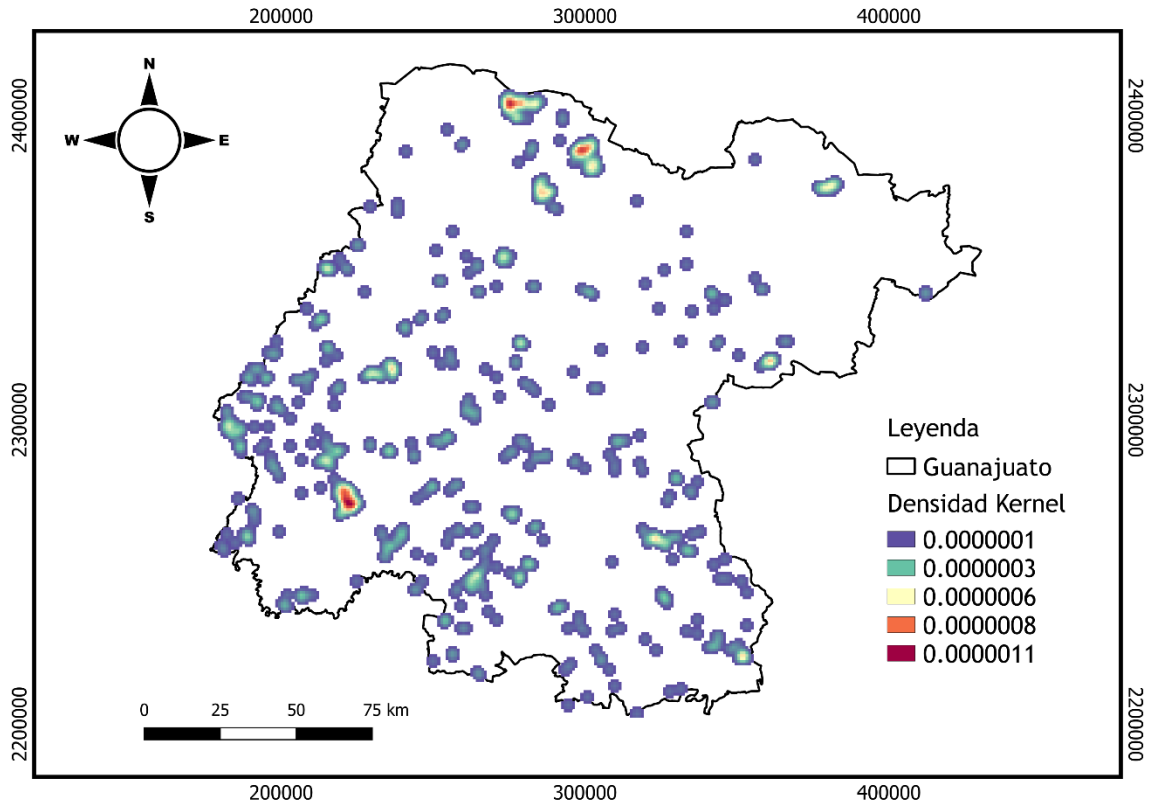
<b>Especie</b>	<b>% de área predicha en Guanajuato</b>	<b>% de área afectada por los incendios</b>
<i>Ambystoma velasci</i>	73% (22351 km <sup>2</sup> )	16% (3620 km <sup>2</sup> )
<i>Anaxyrus compactilis</i>	85% (26061 km <sup>2</sup> )	19% (4948 km <sup>2</sup> )
<i>Anaxyrus punctatus</i>	59% (18241 km <sup>2</sup> )	13.3% (2440 km <sup>2</sup> )
<i>Aquiloerycea cephalica</i>	31% (9653 km <sup>2</sup> )	12.9% (1246 km <sup>2</sup> )
<i>Craugastor augusti</i>	100% (30702 km <sup>2</sup> )	17.1% (5264 km <sup>2</sup> )
<i>Dryophytes arenicolor</i>	99.9% (30696 km <sup>2</sup> )	17.1% (5262 km <sup>2</sup> )

<b>Especie</b>	<b>% de área predicha en Guanajuato</b>	<b>% de área afectada por los incendios</b>
<i>Ambystoma velasci</i>	73% (22351 km <sup>2</sup> )	16% (3620 km <sup>2</sup> )
<i>Anaxyrus compactilis</i>	85% (26061 km <sup>2</sup> )	19% (4948 km <sup>2</sup> )
<i>Anaxyrus punctatus</i>	59% (18241 km <sup>2</sup> )	13.3% (2440 km <sup>2</sup> )
<i>Aquiloerycea cephalica</i>	31% (9653 km <sup>2</sup> )	12.9% (1246 km <sup>2</sup> )
<i>Craugastor augusti</i>	100% (30702 km <sup>2</sup> )	17.1% (5264 km <sup>2</sup> )
<i>Dryophytes eximius</i>	98.5% (30267 km <sup>2</sup> )	17.3% (5249 km <sup>2</sup> )
<i>Eleutherodactylus guttilatus</i>	70% (21636 km <sup>2</sup> )	14.2% (3088 km <sup>2</sup> )
<i>Eleutherodactylus nitidus</i>	75% (22888 km <sup>2</sup> )	20.3% (4663 km <sup>2</sup> )
<i>Eleutherodactylus verrucipes</i>	67% (20519 km <sup>2</sup> )	13.4% (2756 km <sup>2</sup> )
<i>Hypopachus variolosus</i>	62% (19076 km <sup>2</sup> )	20.7% (3951 km <sup>2</sup> )
<i>Incilius nebulifer</i>	3% (873 km <sup>2</sup> )	6.3% (55 km <sup>2</sup> )
<i>Incilius occidentalis</i>	99%	17.2%

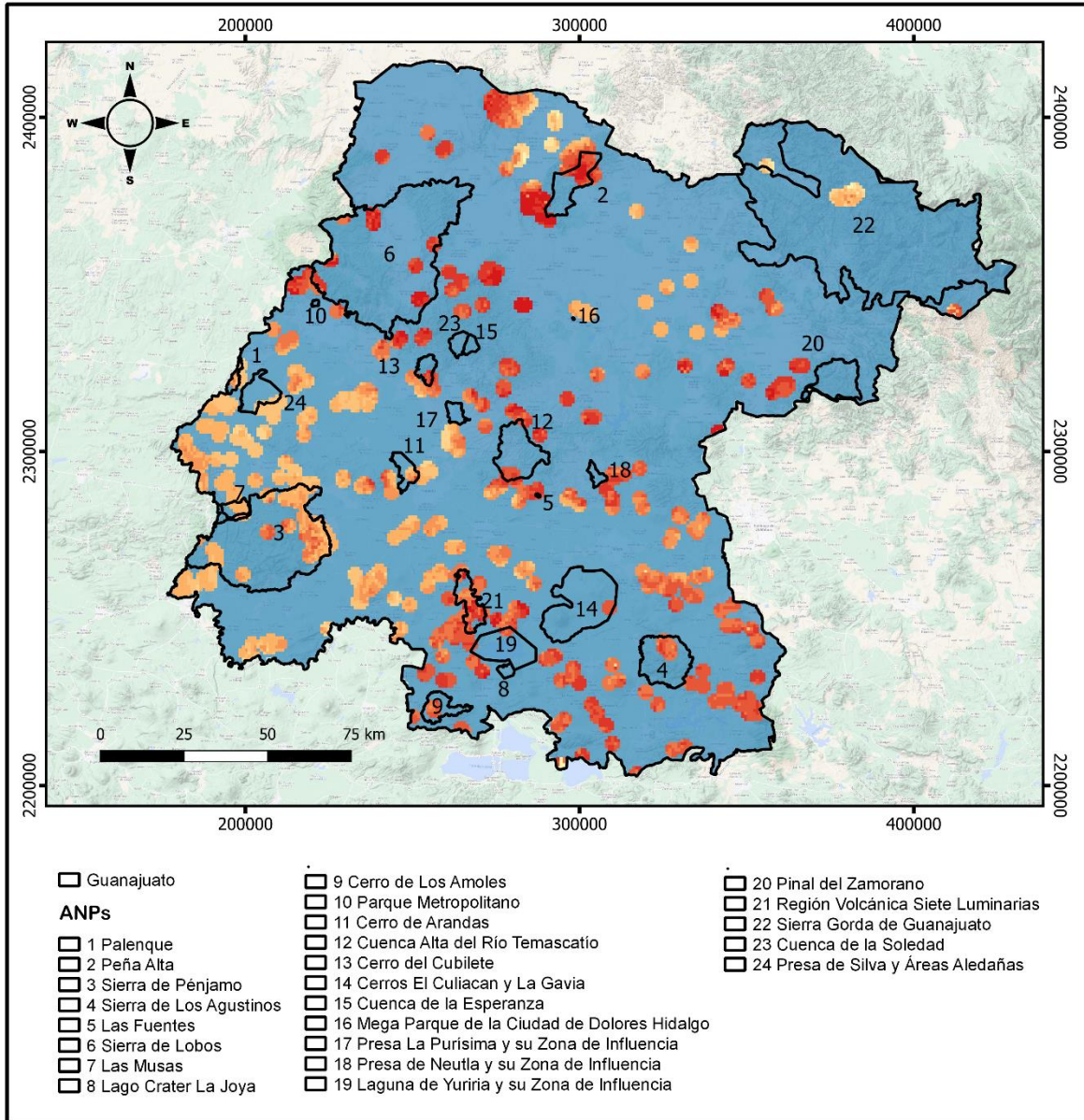


<b>Especie</b>	<b>% de área predicha en Guanajuato</b>	<b>% de área afectada por los incendios</b>
<i>Ambystoma velasci</i>	73% (22351 km <sup>2</sup> )	16% (3620 km <sup>2</sup> )
<i>Anaxyrus compactilis</i>	85% (26061 km <sup>2</sup> )	19% (4948 km <sup>2</sup> )
<i>Anaxyrus punctatus</i>	59% (18241 km <sup>2</sup> )	13.3% (2440 km <sup>2</sup> )
<i>Aquiloerycea cephalica</i>	31% (9653 km <sup>2</sup> )	12.9% (1246 km <sup>2</sup> )
<i>Craugastor augusti</i>	100% (30702 km <sup>2</sup> )	17.1% (5264 km <sup>2</sup> )
	(30546 km <sup>2</sup> )	(5257 km <sup>2</sup> )
<i>Isthmura bellii</i>	87% (26647 km <sup>2</sup> )	18.4% (4925 km <sup>2</sup> )
<i>Lithobates berlandieri</i>	19% (5772 km <sup>2</sup> )	10.6% (614 km <sup>2</sup> )
<i>Lithobates megapoda</i>	68% (20866 km <sup>2</sup> )	21.19% (4422 km <sup>2</sup> )
<i>Lithobates montezumae</i>	97.5% (29957 km <sup>2</sup> )	17.4% (5242 km <sup>2</sup> )
<i>Lithobates neovolcanicus</i>	93% (28670 km <sup>2</sup> )	17.9% (5137 km <sup>2</sup> )
<i>Lithobates spectabilis</i>	81% (24821 km <sup>2</sup> )	15.6% (3893 km <sup>2</sup> )

<b>Especie</b>	<b>% de área predicha en Guanajuato</b>	<b>% de área afectada por los incendios</b>
<i>Ambystoma velasci</i>	73% (22351 km <sup>2</sup> )	16% (3620 km <sup>2</sup> )
<i>Anaxyrus compactilis</i>	85% (26061 km <sup>2</sup> )	19% (4948 km <sup>2</sup> )
<i>Anaxyrus punctatus</i>	59% (18241 km <sup>2</sup> )	13.3% (2440 km <sup>2</sup> )
<i>Aquiloerycea cephalica</i>	31% (9653 km <sup>2</sup> )	12.9% (1246 km <sup>2</sup> )
<i>Craugastor augusti</i>	100% (30702 km <sup>2</sup> )	17.1% (5264 km <sup>2</sup> )
<i>Rheohyla miotympanum</i>	59% (18056 km <sup>2</sup> )	19.4% (3516 km <sup>2</sup> )
<i>Smilisca baudinii</i>	25% (7631 km <sup>2</sup> )	20.6% (1579 km <sup>2</sup> )
<i>Spea multiplicata</i>	99.8% (30661 km <sup>2</sup> )	17.16% (5264 km <sup>2</sup> )



**Figura 14. Mapa de densidad de incendios en Guanajuato.**  
 Fuente: Elaboración propia.



**Figura 15. Efecto de los incendios forestales sobre la distribución de la riqueza estimada de anfibios en Guanajuato.** Las zonas rojas son las áreas afectadas y el gradiente de color rojo representa la riqueza de especies en cada área, los tonos más oscuros representan mayor cantidad de presencias y estas disminuyen conforme el color se vuelve más claro.

Fuente: Elaboración propia.

## 9. Discusión

### 9.1. Sesgos

Como se observa en las Figuras 8 y 9, existe una ligera separación entre la curva de la  $S_{est}$  y la  $S_{obs}$  una vez que las asíntotas se han establecido. La interpretación de estas gráficas es diferente a las interpretaciones convencionales pues, en este caso, la separación entre ambas curvas indica cuántas especies faltan por registrar, entre más separadas estén, se espera que el número total de especies que contenga el lugar estudiado, sea mayor que el que actualmente conocemos (Escalante-Espinosa, 2003). Además, numéricamente la riqueza estimada por Chao2 difiere de la riqueza observada, a partir de lo cual puede inferirse que los datos analizados presentan un sesgo Linneano. También, es necesario resaltar que, a partir de estos resultados, podríamos suponer que el inventario de especies es parcialmente adecuado sólo tomando en cuenta el área correspondiente al estado de Guanajuato, sin embargo, esto no descarta mayores deficiencias si los datos se analizan en escalas más finas. Esto debido a que el número de registros en el estado de Guanajuato es muy bajo, siendo en promedio 30 por cada especie de anfibios, de este modo, es posible que las especies raras sean más numerosas y producirán valores más altos de Chao2. Estas predicciones sólo pueden afirmarse o rechazarse realizando análisis más específicos, sin embargo, sólo un mayor esfuerzo en campo podría mejorar los problemas de submuestreo, ya que con estos resultados se observa que el número de puntos de datos totales en Guanajuato es muy bajo para algunas especies (ej. *Aquiloerycea cephalica* solo cuenta con dos registros), además de que algunos autores han sugerido que este sesgo puede deberse a múltiples factores, siendo quizá, el más común la intensidad y variación espacial de los muestreos (Oliveira *et al.*, 2016).

Los estudios sobre sesgos en los datos son de gran importancia, puesto que permiten afinar las predicciones sobre el futuro de los ecosistemas y así crear planes de acción efectivos (Hortal *et al.*, 2020). Conocer las especies que habitan en determinado sitio permite mejorar las estrategias de conservación, pues a partir de este conocimiento es posible identificar patrones de diversidad (ej. *hotspots* o corredores biológicos) a los que se deba prestar atención para su protección (Villaseñor, 2014).

Respecto al sesgo Wallaceano, Murguía y Villaseñor (2000) sugieren que el estimador  $Q_s$  se debe interpretar en términos relativos y no absolutos, por ejemplo, al comparar las matrices del mismo grupo de taxones en dos áreas geográficas diferentes o con otro grupo taxonómico. Por ello en este estudio se realizó una comparación con el grupo de mamíferos (Flores-Quintal, *com. pers.*). Para esta comparación el estimador  $Q_s$  produjo un valor de 23% para el grupo de anfibios y 27.85% para mamíferos, lo cual representa también, una calidad de los datos pobre e indirectamente un sesgo Wallaceano. Este sesgo detectado resulta relevante, puesto que las predicciones que pudieran sugerirse sobre la distribución de las especies de anfibios con estos datos podrían ser imprecisas respecto a lo que sucede en la realidad.

Como ya se ha mencionado, el índice  $Q_s$  (Murguía y Villaseñor, 2000) es un acercamiento al conocimiento del sesgo Wallaceano, dado que su análisis proporciona la calidad de muestreo de los datos y a partir de ellos es posible inferir el estado de conocimiento sobre la distribución de las especies estudiadas. De este modo, se ha observado que el conocimiento sobre la distribución geográfica total de las especies de anfibios seleccionadas es deficiente a una escala grande, sin embargo, este déficit puede ser contrarrestado por los modelos de distribución potencial obtenidos, ya que predicen las áreas geográficas idóneas

de distribución de las especies de acuerdo con sus necesidades ambientales (Iloldi-Rangel y Escalante, 2008). Por todo lo anterior, es necesario llevar a cabo mayores esfuerzos de muestreo dirigidos hacia las áreas menos exploradas, así como una constante actualización de los datos existentes para reducir este sesgo.

La importancia de incluir análisis de sesgos en estudios biogeográficos y principalmente en aquellos relacionados con la conservación de especies, radica en que los sesgos Linneano y Wallaceano tienen gran influencia en los posibles resultados, ya que los datos sobre la identidad y distribución de las especies son vitales para identificar patrones en la biodiversidad, así como en los procesos que la modifican (Hortal *et al.*, 2015, 2020). El sesgo Wallaceano también puede alterar las estimaciones del estado de amenaza para la conservación, pues el tamaño del área de distribución se utiliza regularmente en la planeación de la conservación, en la que se les da mayor prioridad a las especies con áreas de distribución pequeñas, entonces este sesgo puede ocasionar que ciertos taxones y/o regiones sean priorizadas indebidamente para acciones de conservación (Riddle *et al.*, 2011).

## **9.2. Modelos de distribución potencial**

Dentro de las especies con mayor área de distribución idónea predicha dentro del estado se encontraron únicamente aquellas pertenecientes a la clase anura (ranas y sapos) como:

- (a) *Craugastor augusti*, especie que se distingue por tener forma de vida terrestre, generalmente encontrada bajo tierra o en grietas de afloramientos rocosos (Ryan *et al.*, 2015).
- (b) *Dryophytes arenicolor*, que habita sitios rocosos semiáridos y que a diferencia de *Craugastor augusti*, esta especie necesita de una fuente cercana de agua permanente para su

reproducción (Hernández-Herrera y Pérez-Mendoza, 2020).

(c) *Dryophytes eximius*, quien puede llegar a estar presente en arbustos y rocas (Rosas-Espinoza *et al.*, 2013).

(d) *Incilius occidentalis* suele encontrarse debajo de rocas, troncos o bajo el suelo y además se ha reportado su tolerancia a áreas moderadamente perturbadas (Santos-Barrera, 2014).

(e) *Lithobates montezumae* se ubica en zonas montañosas templadas y húmedas, en cuerpos de agua y arroyos (Fernández-Badillo, 2016).

(f) *Lithobates neovolcanicus*, quien habita en pozas, charcas de agua y/o arroyos (Leyte-Manrique *et al.*, 2018).

(g) *Spea multiplicata* suele habitar madrigueras subterráneas, en suelos arenosos o con grava (Leyte-Manrique *et al.*, 2018).

Como se observa, la mayoría de las especies con áreas de distribución idóneas predichas amplias son las especies de ranas y sapos presentes en el estado, esto debido a que algunas de ellas, a lo largo del tiempo, han conseguido adaptarse a la escasez de agua y/o humedad, logrando colonizar espacios terrestres en donde dependen cada vez menos de una humedad alta. Por ejemplo, *Dryophytes arenicolor* es una especie de rana de tamaño mediano que ha desarrollado una piel gruesa y áspera que le permite evitar la desecación, y de este modo habitar sitios semiáridos durante su etapa adulta, aunque en sus épocas reproductivas siguen necesitando un cuerpo de agua para su ritual de apareamiento (Hernández-Herrera y Pérez-Mendoza, 2020). Otro ejemplo es la especie *Craugastor augusti*, la cual se reproduce por desarrollo directo, es decir, los huevos se desarrollan directamente a pequeñas ranas, sin la etapa de renacuajo libre, lo cual, a diferencia de muchos otros anfibios, permite la ausencia de un cuerpo de agua para su estado juvenil (IUCN, 2022).



Por otro lado, dentro de las especies con menores porcentajes de área de distribución idónea predicha se encontraron tres especies de anuros y una de salamandra, que se describen a continuación:

- (a) *Incilius nebulifer* cuyo hábitat es cerca de ríos intermitentes, pantanos, marismas de agua dulce, en riberas arenosas, canales y diques; además, se ha observado en hábitats perturbados por el ser humano (Mendelson *et al.*, 2015).
- (b) *Lithobates berlandieri* se ha reportado a lo largo de arroyos y ríos, manantiales, lagunas y ensenadas, caracterizada principalmente como habitante de la corriente (Hughes y Meshaka, 2018).
- (c) *Smilisca baudini* habita lugares áridos y semiáridos donde se encuentran áreas boscosas y con matorrales alrededor de arroyos y resacas (Duellman, 1968).
- (d) *Aquiloerycea cephalica*, quien se ha reportado debajo de troncos y rocas, aunque también puede encontrarse en sitios perturbados (Vargas-Jaimes, *et al.*, 2021).

Dentro de las especies con menor porcentaje de área predicha en el estado se observa que, a comparación de las especies con mayor porcentaje, estas se caracterizan por habitar sitios con características más específicas, lo cual limita su distribución a determinados sitios que cumplan con sus necesidades fisiológicas. En el caso de las especies que pertenecen a la clase Anura, todas coinciden con parte de su distribución predicha en el noreste del estado, en donde se localiza la ANP Sierra Gorda de Guanajuato. Por otro lado, *Aquiloerycea cephalica* se distribuye principalmente hacia el noroeste del estado y pese a que es una especie que puede tolerar la perturbación del hábitat (Conabio, 2020), su porcentaje de área predicha es bajo probablemente por su dependencia a la humedad y temperaturas adecuadas para su desarrollo (Vargas-Jaimes *et al.*, 2021).

Por otro lado, en cuanto al mapa de riqueza estimada de especies de anfibios, este confirma la hipótesis de que la mayor riqueza coincide con las ANP decretadas en el estado, pues las zonas con mayor número de especies coinciden con más de una ANP como en el caso del corredor y el sureste del estado. Para el ANP de la Sierra Gorda, se esperaba encontrar la mayor riqueza de especies puesto que existen estudios sobre la diversidad del sitio (Quijano *et al.*, 2001; Campos-Rodríguez *et al.*, 2009), sin embargo, presenta únicamente pequeñas zonas con valores altos, donde en su mayoría los píxeles incluyen 18 especies. Si bien este valor no es bajo comparado con otros sitios del mapa, se esperaba que aquí se encontrarán píxeles con las 22 especies o al menos las 20 que tienen los píxeles con valores más altos. También, se ha encontrado que este mapa ha predicho siete especies más de las reportadas por Quijano y colaboradores, quienes en 2001 elaboraron un listado con 11 especies de anfibios para el ANP.

### **9.3. Efecto de los incendios forestales sobre la distribución de anfibios**

La cartografía propuesta sobre la recurrencia de incendios forestales en Guanajuato es una herramienta que podría resultar útil en la prevención de estos sucesos en el futuro. Con respecto a la cartografía propuesta por Salazar y colaboradores (2019) sobre la severidad de los incendios en el estado, se identificó un importante aumento en la superficie de incendios forestales durante 2019 (comparado con los registros de 2017 y 2018), lo que coincide con el año con mayor recurrencia de incendios observados en este estudio, pues se registraron 150 eventos. Además, cabe resaltar que estos incendios coinciden con el fenómeno del Niño ocurrido en dicho año, el cual ocasiona una reducción en la precipitación, un aumento de la

temperatura y una menor humedad en la atmósfera, características que favorecen la ocurrencia de incendios (Guzmán, 2019).

Por otro lado, la cartografía elaborada en este estudio, puede servir como complemento de la cartografía propuesta por Farfán-Gutiérrez *et al.* (2020) sobre la probabilidad de ocurrencia a incendios forestales para el estado de Guanajuato. Al tener el historial de la recurrencia de incendios forestales más las probabilidades de que exista este tipo de sucesos tomando en cuenta factores antrópicos que pudieran favorecerlos, se podría otorgar un mejor panorama para los planes de prevención de eventos futuros. Además, la cartografía sobre la probabilidad de incendios en el estado coincide con este estudio, ya que Farfán-Gutiérrez y colaboradores (2020) encontraron que la categoría de probabilidad alta de incendios forestales predomina en la zona sur del estado, siendo que en la presente tesis la zona suroeste también presenta recurrencias altas.

De igual forma, la cartografía elaborada aquí, demostró que la hipótesis sobre la recurrencia de incendios forestales en las ANP es contraria a los resultados obtenidos, pues en esta cartografía se puede observar que existen ANP con recurrencia de incendios “alta” como es el caso de la Sierra de Pénjamo, que no solo presenta sitios con esta clase de recurrencia, sino que también presenta múltiples lugares con recurrencias “media”, “baja” y “alta”. Además de estas observaciones, cabe destacar que existen sitios con recurrencias “altas” aledañas a ciertas áreas naturales protegidas como es el caso de la ANP Región Volcánica Siete Luminarias.

Esta información permitirá proponer planes de acción y prevención durante los periodos de tiempo más susceptibles, como las épocas de estiaje o bien, durante épocas donde

existan fenómenos meteorológicos que causen sequías como el Niño, principalmente en las zonas con mayor riesgo como pudieran ser las ANP de Peña Alta, Sierra de Pénjamo, Las Musas y Región Volcánica Siete Luminarias, las cuales presentan mayor recurrencia de incendios de acuerdo con la cartografía propuesta en este estudio.

Por otro lado, los mapas del efecto de los incendios forestales sobre la distribución de las especies, demostraron que para la especie *Smilisca baudinii*, además de tener una distribución microareal (dentro del Estado de Guanajuato) respecto del resto de especies, es de las más afectadas por dichos sucesos. De entre de las especies cuya distribución geográfica es de las más afectadas por los incendios, también destaca *Lithobates megapoda*, la cual está enlistada en la NOM-059-SEMARNAT-2010 como especie sujeta a protección especial y descrita en la literatura como sensible a la degradación del hábitat (Santos-Barrera y Flores-Villela, 2004). Dichas observaciones podrían sugerir a *Smilisca baudinii* como especie prioritaria para la conservación dentro del estado.

Respecto a la hipótesis sobre las especies cuya distribución puede verse afectada en mayor medida por la pérdida de hábitat —puesto que son especies que dependen, de alguna forma, de ciertos atributos como la cobertura forestal (IUCN, 2015; Murrieta-Galindo *et al.*, 2018)—, se puede decir que fue correcta, ya que especies con esta característica como *Anaxyrus compactilis* y *Rheohyla miotympanum* tuvieron un porcentaje de afectación en su distribución del 19 y 19.4% respectivamente, que si bien no son los porcentajes de afectación más altos, si son muy cercanos a los de las especies mayormente afectadas. Además, estas especies no han sido reportadas como especies tolerantes a la degradación del hábitat por lo que sería importante realizar mayores estudios sobre estas especies para saber con certeza el estatus de sus poblaciones.

Las afectaciones sobre los patrones de riqueza resultan importantes puesto que ocurren a lo largo de las zonas con mayor número de especies. Las afectaciones en el noreste del estado parecen ser mínimas comparadas con las de otras zonas (ej. corredor de alta riqueza o sureste del estado). Sin embargo, es importante recordar que especies con requerimientos específicos de hábitat como *Incilius nebulifer*, *Lithobates berlandieri* y *Smilisca baudini*, se distribuyen en esta zona, por lo que habría que prestar atención e indagar las fuentes de ignición presentes en este sitio para poder prevenir y evitar futuros sucesos, pues la pérdida de hábitat podría ocasionar por consecuencia la desaparición de dichas especies

Si bien Clivillé y colaboradores (1997) describieron el efecto de los incendios sobre los anfibios desde tres puntos de vista (hábitat, especie e individuo), la presente tesis solo se enfoca en el efecto de dichos sucesos sobre el hábitat. Para evaluar los otros puntos de vista, es necesario llevar a cabo una metodología en campo, donde los muestreos coincidan con incendios forestales. De este modo, las afectaciones en la distribución geográfica de las especies seleccionadas que se cuantificaron en esta tesis, puede interpretarse como pérdida de hábitat y cobertura vegetal, recursos tróficos y humedad a causa del fuego, características determinantes para la presencia de anfibios y su reproducción (Clivillé, *et al.*, 1997).

## 10. Conclusiones

1. A través del análisis de sesgos se demostró que el conocimiento sobre el inventario y distribución geográfica de las especies de anfibios en Guanajuato aún es incompleto, lo cual resulta sumamente importante, pues de haber analizado el efecto de los incendios forestales sobre la distribución de anfibios tomando en cuenta únicamente los patrones que se pueden inferir a partir de las bases de datos, los resultados probablemente subestimarían los valores de área afectada, alterando de manera errónea las predicciones sobre las especies más vulnerables.

2. Los modelos de distribución potencial para las especies permitieron tener una mejor aproximación de las distribuciones geográficas y patrones de riqueza de especies. Dentro de estas aproximaciones, se logró identificar un corredor con mayor número de especies, que se extiende desde el noroeste pasando por el centro y este del estado. De igual forma, en el sureste de Guanajuato también hay algunas zonas de alta riqueza.

3. Se lograron cuantificar los efectos de los incendios forestales recientes, desde el año 2000 al 2021, en las áreas de distribución geográfica de las especies de anfibios presentes en Guanajuato, siendo *Eleutherodactylus nitidus*, *Hypopachus variolosus*, *Lithobates megapoda* y *Smilisca baudinii* las que podrían presentar más afectaciones.

4. Los incendios forestales afectaron alrededor del 17% de la superficie de Guanajuato, siendo las Áreas Naturales Protegidas: Palenque, Peña Alta, Sierra de Pénjamo, Las Musas y Región Volcánica Siete Luminarias, las que presentaron una mayor recurrencia de incendios forestales. Estas afectaciones pueden interpretarse principalmente como pérdida de hábitat, recursos tróficos y cambios en las características ambientales de los hábitats de cada especie.

5. La información obtenida en esta tesis permitirá generar planes de acción y prevención durante los periodos de tiempo más susceptibles, como las épocas de estiaje o bien, durante épocas donde existan fenómenos meteorológicos que causan sequías como el Niño, principalmente en las zonas con mayor riesgo.

6. Este estudio es una primera aproximación de lo que podría suceder con la distribución geográfica de las especies aquí analizadas, por lo que se requieren estudios más detallados y que incluyan un seguimiento de estos organismos en campo para mejorar las predicciones y producir planes de conservación efectivos.

## Referencias

- Aiello-Lammens, M. E., Boria, R. A., Radosavljevic, A., Vilela, B. y Anderson, R. P. (2015). spThin: an R package for spatial thinning of species occurrence records for use in ecological niche models. *Ecography*, 38(5), 541-545.
- AmphibiaWeb. (2021). Universidad de California, Berkeley, CA, EE. UU. Sitio web: <https://amphibiaweb.org> Fecha de consulta: 01/04/2020.
- AmphibiaWeb. (2010). *Isthmura bellii*: Bell's Salamander. Universidad de California, Berkeley, CA, EE. UU. Sitio web: <http://amphibiaweb.org/species/4167> Fecha de consulta: 24/01/2021.
- Anderson, LO, Latorre, ML, Shimabukuro, YE, Arai, E. y Carvalho-Júnior, OD (2003). Sensor MODIS: un enfoque general. São José dos Campos: INPE, 58.
- Anil, J., Karthik, N., Arun, R. (2005). Score normalization in multimodal biometric systems. *Pattern Recognition*, 38 (12), 2270–2285.
- Arenas-Monroy, J. C., Carbajal-Márquez, R. A., García-Balderas, C. M., Grünwald, C. I. y Jones, J. M. (2012). *Eleutherodactylus verrucipes* (Bigear Chirping Frog). *Herpetological Review* 43(3), 439.
- Barragán-Ramírez, J. L., y Navarrete-Heredia, J. L. (2011). Primer registro de un caso de malformaciones en *Lithobates neovolcanicus* (Hillis y Frost, 1985) (Anura: Ranidae). *Acta zoológica mexicana*, 27(3), 837-841.
- Bautista-Hernández, C. E., Monks, S., y Pulido-Flores, G. (2013). Los parásitos y el estudio de su biodiversidad: un enfoque sobre los estimadores de la riqueza de especies. En: Pulido-Flores, G., y Monks, S. Estudios científicos en el estado de Hidalgo y zonas aledañas Volumen II. Lincoln, Nebraska: Zea Books. 13-17



- Benito de Pando, B. y Peñas de Giles, J. 2007. Aplicación de modelos de distribución de especies a la conservación de la biodiversidad en el sureste de la Península Ibérica. *GeoFocus*. 7, 100 -119.
- Bivand, R., Keitt, T., Rowlingson, B., Pebesma, E., Sumner, M., Hijmans, R., y Bivand, M. R. (2015). Package 'rgdal'. Bindings for the Geospatial Data Abstraction Library. Sitio web: <https://cran.r-project.org/web/packages/rgdal/index.html> Fecha de consulta: 01/04/2021.
- Burggren, W. W., y Warburton, S. (2007). Amphibians as animal models for laboratory research in physiology. *ILAR Journal*, 48(3), 260-269.
- Bryson, R. W., Zarza, E., Grummer, J. A., Parra-Olea, G., Flores-Villela, O., Klicka, J., y McCormack, J. E. (2018). Phylogenomic insights into the diversification of salamanders in the *Isthmura bellii* group across the Mexican highlands. *Molecular phylogenetics and evolution*, 125, 78-84.
- Cabello, J., y Paruelo, J. M. (2008). La teledetección en estudios ecológicos. *Ecosistemas*, 17(3), 1-3.
- Cadena-Rico, S., Leyte-Manrique, A., y Hernández-Salinas, U. (2020). Herpetofauna de la cuenca baja del Río Temascatio, Irapuato, Guanajuato, México. *Acta Zoológica Mexicana*, 36, 1-14.
- Campos-Rodríguez, J. I., Elizalde-Arellano, C., López-Vidal, J. C., Aguilar-Martínez, G. F., Ramos-Reyes, S. N., y Hernández-Arciga, R. (2009). Nuevos registros de anfibios y reptiles para Guanajuato, procedentes de la Reserva de la Biosfera" Sierra Gorda de Guanajuato" y zonas adyacentes. *Acta Zoológica Mexicana*, 25(2), 269-282.

- Canseco-Márquez, L. y Gutiérrez-Mayen, M. G. (2010). Anfibios y reptiles del Valle de Tehuacán-Cuicatlán. Benemérita Universidad Autónoma de Puebla (No. C/597.9097248 C3). México.
- Cárdenas-Cruz, L. K. (2015). Efecto de los incendios forestales sobre la fauna terrestre en bosques de pino piñonero. (Tesis de licenciatura). UNAM. México.
- Chazdon, R., Colwell, R., Denslow, J. y Guariguata, M. (1998). Statistical methods for estimating species richness of woody regeneration in primary and secondary rainforests of Northeastern Costa Rica. En: Dallmeier, F., y Comiskey, J. A. Forest biodiversity research, monitoring and modeling. Conceptual background and old world case studios. The parthenon publishing group, 285-309
- Chu, T., y Guo, X. (2013). Remote sensing techniques in monitoring post-fire effects and patterns of forest recovery in boreal forest regions: A review. *Remote Sensing*, 6(1), 470-520.
- Chuvieco, E., Cifuentes, Y., Hantson, S., Agustín-Lopez, A., Ramo, R., y Torres, J. (2012). Comparación entre focos de calor MODIS y perímetros de área quemada en incendios mediterráneos. *Revista de teledetección*, 37, 9-22.
- Clivillé, S., Montori, A., Llorente, G. A., Santos, X., y Carretero, M. A. (1997). El impacto de los incendios forestales sobre los anfibios. *Quercus*, 138, 10-13.
- Cobos, M., Peterson, A., Barve, N., y Osorio-Olvera, L. (2019). Kuenm: an R package for detailed development of ecological niche models using Maxent. *PeerJ*, 7 (e6281).
- Colmenero, G. S., Bastida, J., Zamora, P. J. R., y Alcántara, J. M. (2004). Modelos predictivos de distribución de especies de vegetación potencial en el incendio del "Puerto de Las Palomas" (Sierra de Cazorla, Jaén). *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales*, 20, 167-172.

Comisión Nacional Forestal (CONAFOR). (2010). Incendios Forestales. Guía práctica para comunicadores. México: CONAFOR.

Comisión Nacional Forestal (CONAFOR). (2020). Reporte Semanal Nacional de Incendios Forestales. Gobierno de México. Coordinación General de Conservación y Restauración Gerencia de Manejo del Fuego. Sitio web: [https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/604834/Cierre\\_de\\_la\\_Temporada\\_2020.PDF](https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/604834/Cierre_de_la_Temporada_2020.PDF) Fecha de consulta: 01/04/2021

Comisión Nacional Forestal (CONAFOR). (2020). Situación de incendios forestales en México al 23 de julio. Gobierno de México. Sitio web: <https://www.gob.mx/conafor/prensa/situacion-de-incendios-forestales-en-mexico-al-23-de-julio> Fecha de consulta: 01/04/2021

Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Conabio) e Instituto de Ecología del Estado de Guanajuato (IEE). (2015). Estrategia para la Conservación y el Uso Sustentable de la Biodiversidad del Estado de Guanajuato. Conabio/IEE. México.

Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Conabio). (2012). La biodiversidad en Guanajuato: Estudio de Estado Volumen II. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Conabio)/Instituto de Ecología del Estado de Guanajuato (IEE). México.

Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Conabio). (2020). Rana de árbol color arena, de Enciclo vida Sitio web: <https://enciclovida.mx/especies/37565-dryophytes-arenicolor> Fecha de consulta: 19/01/2020

Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Conabio). (2020). Sapo de puntos rojos, de Enciclopedia Sitio web: <https://enciclovida.mx/busquedas/resultados?utf8=%E2%9C%93&busqueda=basica&id=&nombre=Anaxyrus+punctatus&button> Fecha de consulta: 19/01/2020

Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Conabio). (2020). Tlaconete regordete, de Enciclopedia Sitio web: <https://enciclovida.mx/especies/37381-aquiloEURYCEA-cephalica> Fecha de consulta: 19/01/2020

Commission for Environmental Cooperation. (2021). Ecological Regions of North America. Terrestrial Ecoregions: Level III, de Commission for Environmental Cooperation Sitio web: <http://www.cec.org/north-american-environmental-atlas/terrestrial-ecoregions-level-iii> Fecha de consulta: 23/06/21

Cruz Hernández, M.V. (2013). El ajolote (*Ambystoma velasci*) en el Ejido de San Miguel Allende, Tecocomulco, Hidalgo: etnozología y datos de su biología alimentaria. (Tesis de licenciatura). UNAM. México.

Cuevas-Carillo, J. I. y Zorrilla, M. (2012). Localización y superficie. En: La biodiversidad en Guanajuato: Estudio de Estado. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Vol. I. Conabio e Instituto de Ecología del Estado de Guanajuato (IEE). México.

Diario Oficial de la Federación (DOF). (2019). “Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo”. NORMA Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010.

- Díaz, G., Carbajal-Márquez, R. y Chávez-Floriano, C. (2017). *Incilius occidentalis* (Camerano, 1870). Maximum elevation. Mesoamerican Herpetology. 4. 621-622
- Duellman, W. E. (1968). *Smilisca baudinii*. Catalogue of American Amphibians and Reptiles (CAAR). 59, 59.1-59.2
- Escalante-Espinosa, T. (2003). ¿Cuántas especies hay? Los estimadores no paramétricos de Chao. Elementos, 52, 53-56.
- FAO. (2014). Fuegos forestales y de otra vegetación. FAO. Sitio web: <http://www.fao.org/forestry/firemanagement/es> Fecha de consulta: 01/04/2021
- Farfán, M., Espinoza, A., Alcántara, C., Maldonado, V., Tovar, I., y Flamenco, A. (2021). Forest fire probability under ENSO conditions in a semi-arid region: a case study in Guanajuato. Environmental Monitoring and Assessment, 193 (10), 1-14. <https://doi-org.pbidi.unam.mx:2443/10.1007/s10661-021-09494-0>.
- Farfán-Gutiérrez, M., Flamenco-Sandoval, A., Rodríguez-Padilla, C., Rodrigues de Sousa-Santos, L., González-Gutiérrez, I. y Gao, Y. (2020). Cartografía de la probabilidad de ocurrencia a incendios forestales para el estado de Guanajuato: Una aproximación antrópica de sus fuentes de ignición. Acta Universitaria. 30. 1-15.
- Farrús, M., Anguita, J., Hernando, J., Cerdà, R. (2007). Fusión de sistemas de reconocimiento basados en características de alto y bajo nivel. En: III Congreso da Sociedade Española de Acústica Forense: Actas do Congreso; 2005 oct 27-28; Santiago de Compostela, España. Santiago de Compostela: Dirección Xeral de Creación y Difusión Cultural.
- Feder, M. E. (1992). A perspective on environmental physiology of the amphibians. En: Feder, M. E., y Burggren, W. W. Environmental physiology of the amphibians. University of Chicago Press. 1-6

- Fernández-Badillo, L., Manríquez-Morán, N. L., Castillo-Cerón, J. M., y Goyenechea, I. (2016). Análisis herpetofaunístico de la zona árida del estado de Hidalgo. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 87(1), 156-170
- Fernández del Álamo, A. y Rivas, G. (2007). Niveles de organización en animales: Las prensas de Ciencias UNAM. p. 356.
- Ferreira, B. M., Soares-Filho, B. S., y Pereira, F. M. Q. (2019). The Dinamica EGO virtual machine. *Science of Computer Programming*, 173, 3-20.
- Fick, S. E., y Hijmans, R. J. (2017). Worldclim 2: New 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*. 37 (12): 4302-4315.
- Flores-Garnica, J. G. (2021). Antecedentes y perspectivas de la investigación en incendios forestales en el INIFAP. *Revista mexicana de ciencias forestales*, 12, 91-119. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v12iespecial-1.981>
- Flores-Garnica, J. G., y Macías-Muro, A. (2018). Selección de ancho de banda para la estimación de densidad Kernel de incendios forestales. *Revista Chapingo serie ciencias forestales y del ambiente*, 24(3), 313-327. <https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2017.12.074>
- Flores-Villela, O. y Ochoa-Ochoa, L. M. (2020). Compilación de bases de datos de la Herpetofauna Mexicana. Fecha de consulta: noviembre 2020
- Frost, D. R. (2021). *Amphibian Species of the World: an Online Reference*. Versión 6.1 (Fecha de acceso 22/03/2021). Base de datos electrónica accesible en <https://amphibiansoftheworld.amnh.org/index.php>. Museo Americano de Historia Natural, Nueva York, Estados Unidos. [doi.org/10.5531/db.vz.0001](https://doi.org/10.5531/db.vz.0001)

- Frost, D. R. (2023). Amphibian Species of the World: an Online Reference. Versión 6.1 (Fecha de acceso 12/01/2023). Base de datos electrónica accesible en <https://amphibiansoftheworld.amnh.org/index.php>. Museo Americano de Historia Natural, Nueva York, Estados Unidos. doi.org/10.5531/db.vz.0001
- García-Vázquez, U. O., y Trujano-Ortega, M. (2012). Nuevos registros de *Eleutherodactylus nitidus* (Anura: Eleutherodactylidae) en Tlaxcala y centro de Puebla, México. *Revista mexicana de biodiversidad*, 83(3), 856-858.
- Garzón-Vergara, E., y Campoverde-Molina, M. A. (2019). Análisis espacial de incendios forestales en la provincia del Azuay. *Polo del conocimiento*, 5 (1), 337-361.
- GBIF.org. (2020). Página de Inicio de GBIF. Sitio web: <https://www.gbif.org> Fecha de consulta: 01 de octubre de 2021.
- Goldberg, S. R. (2019). Notes on Reproduction of Green Toads, *Anaxyrus debilis* (Anura: Bufonidae), from New Mexico. *Sonoran herpetologist*, 32(1), 3.
- Goldberg, S. R. (2020). Notes on Reproduction of Rio Grande Leopard Frogs, *Lithobates berlandieri* (Anura: Ranidae), from Texas. *Bulletin of the Chicago Herpetological Society*, 55(6), 121-123.
- González-Alonso, F., Merino de Miguel, S., y Cuevas-Gozalo, J. M. (2007). Un nuevo algoritmo para la cartografía de áreas quemadas a partir de imágenes AWIFS y MODIS. *Cuadernos de Investigación Geográfica*, 33, 9-17.
- González-Fernández, A. (2019). Respuesta de la herpetofauna a la perturbación del hábitat: un análisis multiescalar. (Tesis doctoral). UAEMEX. México
- González-Ulibarry, P. (2017). Impacto de los incendios forestales en suelo, agua, vegetación y fauna. Biblioteca del Congreso Nacional de Chile. 1-8

- Grupo de especialistas en anfibios de la SSC de la IUCN. 2022. *Craugastor augusti* . La Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN 2022: e.T56438A53963269. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2022.1.RLTS.T56438A53963269.en> . Fecha de consulta: 08/09/2022.
- Guisan, A. y Zimmermann, N. E. (2000). Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological modelling*, 135(2-3), 147-186.
- Hammerson, G. y Santos-Barrera, G. 2010. *Anaxyrus punctatus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2010: e.T54739A11197415. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2010-2.RLTS.T54739A11197415.en>
- Harper, C. A., Ford, W. M., Lashley, M. A., Moorman, C. E., y Stambaugh, M. C. (2016). Fire effects on wildlife in the Central Hardwoods and Appalachian regions, USA. *Fire Ecology*, 12(2), 127-159.
- Hernández-Herrera, C. I., y Pérez-Mendoza, H. A. (2020). Acoustic and morphological variation on two populations of *Dryophytes arenicolor* in central México. *Bioacoustics*, 1-12.
- Hernández, C., y Rodríguez, J. E. (2013). Preprocesamiento de datos estructurados. *Revista vínculos*, 4(2), 27–48. <https://doi.org/10.14483/2322939X.4123>
- Hortal, J., Bello, F., Diniz-Filho, J. A. F., Lewinsohn, T. M., Lobo, J. M., y Ladle, R. J. (2015). Seven shortfalls that beset large-scale knowledge of biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 46(1), 523-549.
- Hortal, J., Ronquillo, C., y Stropp, J. (2020). La ignorancia como herramienta para conocer la biodiversidad. *Naturalmente*, 25, 22-28.
- Hughes, D. F., y Meshaka, Jr, W. E. (2018). Life history of the Rio Grande leopard frog (*Lithobates berlandieri*) in Texas. *Journal of Natural History*, 52(33-34), 2221-2242.



Iloldi-Rangel, P. y Escalante, T. (2008). De los modelos de nicho ecológico a las áreas de distribución geográfica. *Biogeografía*, 3, 7-12.

Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI, México). (2009). Anuario estadístico de Guanajuato 2009. Instituto Nacional de Estadística y Geografía.

INEGI. (2012). Espacio y Datos de México, de INEGI Sitio web: <https://www.inegi.org.mx/app/mapa/espacioydatos/default.aspx?ag=11> Fecha de consulta: 28-06-2020

IUCN SSC Amphibian Specialist Group. 2015. *Anaxyrus compactilis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T54613A53949415. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-4.RLTS.T54613A53949415.en> Fecha de consulta: 28-06-2020

IUCN SSC Amphibian Specialist Group. 2020a. *Dryophytes eximius*. The IUCN Red List of Threatened Species 2020: e.T55478A53955268. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020-3.RLTS.T55478A53955268.en> Fecha de consulta: 28-06-2020

IUCN SSC Amphibian Specialist Group. 2020b. *Lithobates megapoda*. The IUCN Red List of Threatened Species 2020: e.T58662A53970952. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020-3.RLTS.T58662A53970952.en> Fecha de consulta: 28-06-2020

IUCN SSC Amphibian Specialist Group. 2020c. *Lithobates spectabilis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2020: e.T58722A53971736. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020-2.RLTS.T58722A53971736.en> Fecha de consulta: 28-06-2020

- IUCN SSC Amphibian Specialist Group. 2021. *Dryophytes arenicolor*. The IUCN Red List of Threatened Species 2022: e.T55396A53952785. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2022-1.RLTS.T55396A53952785.en> Fecha de consulta: 28-06-2020
- Júnior, P. D. M. y Nóbrega, C. C. (2018). Evaluating collinearity effects on species distribution models: An approach based on virtual species simulation. *Plos one*, 13(9).
- Justice, C. O., Giglio, L., Korontzi, S., Owens, J., Morisette, J. T., Roy, D., ... y Kaufman, Y. (2002). The MODIS fire products. *Remote sensing of Environment*, 83(1-2), 244-262.
- Kass J.M., Vilela B., Aiello-Lammens M.E., Muscarella R., Merow C. y Anderson R.P. (2018). Wallace: A flexible platform for reproducible modeling of species niches and distributions built for community expansion. *Methods in Ecology and Evolution*, 9, 1151–1156. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12945>
- Kindt, R. y Coe, R. (2005). *Tree diversity analysis. A manual and software for common statistical methods for ecological and biodiversity studies*. World Agroforestry Centre (ICRAF), Nairobi (Kenya).
- Labra, A., Vidal, M. A., Solís, R., y Penna, M. (2008). Capítulo 17: Ecofisiología de anfibios y reptiles. En: Vidal-Maldonado, A. M. y Labra-Lillo, A., *Herpetología de Chile*. Science Verlag. Chile. 483-516
- Leivas, Peterson T., Leivas, Fernando WT y Moura, Maurício O. (2012). Dieta y nicho trófico de *Lithobates catesbeianus* (Amphibia: Anura). *Zoologia (Curitiba)*, 29 (5), 405-412.

- Lentile, L. B., Holden, Z. A., Smith, A. M., Falkowski, M. J., Hudak, A. T., Morgan, P., ... y Benson, N. C. (2006). Remote sensing techniques to assess active fire characteristics and post-fire effects. *International Journal of Wildland Fire*, 15(3), 319-345.
- Leyte-Manrique, A., González-García, R. L. E., Quintero-Díaz, G. E., Alejo-Iturvide, F., y Berriozabal-Islas, C. (2018). Aspectos ecológicos de una comunidad de anuros en un ambiente tropical estacional en Guanajuato, México. *Acta zoológica mexicana*, 34.
- Leyte-Manrique, A., Abel-Antonio, B. C., Miguel-Alejandro, T. D., Berriozabal-Islas, C., y Maciel-Mata, C. A. (2019). A Comparison of amphibian and reptile diversity between disturbed and undisturbed environments of Salvatierra, Guanajuato, Mexico. *Tropical Conservation Science*, 12.
- Lomolino, M. V. (2004). Conservation biogeography. *Frontiers of Biogeography: New Directions in the Geography of Nature*, ed. MV Lomolino, LR Heaney, Sunderland, MA: Sinauer Associates, Inc. 293–296.
- Lyon, L. J., Crawford, H. S., Czuhai, E., Fredriksen, R. L., Harlow, R. F., Metz, L. J., y Pearson, H. A. (1978). Effects of fire on fauna: a state-of-knowledge review. U. S. Department of agriculture. Forest service
- Mandeville, P. B. (2008). ¿Por qué se deben centrar las covariables en regresión lineal? *CIENCIA-UANL*, 11(3), 13.
- Mataix-Solera, J., y Guerrero, C. (2007). Efectos de los incendios forestales en las propiedades edáficas. *Incendios forestales, suelos y erosión hídrica*. Caja Mediterráneo, CEMACAM Font Roja-Alcoi. Alicante. 5-40.
- Mataix-Solera, J. y Cerdà, A. (2009). 1.1 Incendios forestales en España. Ecosistemas terrestres y suelos. En: Mataix-Solera, J. y Cerdà, A. *Efectos de los incendios*

- forestales sobre los suelos en España: el estado de la cuestión visto por los científicos españoles. España. 25-54.
- Mateo, R. G., Felicísimo, Á. M., y Muñoz, J. (2011). Modelos de distribución de especies: Una revisión sintética. *Revista Chilena de Historia Natural*, 84(2), 217-240.
- Mendelson, J. R. I., Kinsey, C. T., y Murphy, J. B. (2015). A review of the biology and literature of the Gulf Coast Toad (*Incilius nebulifer*), native to Mexico and the United States. *Zootaxa*, 3974(4), 517-537.
- Montgomery, D. y Peck, E. (1992). *Introduction to linear regression analysis* (2nd ed.). New York: Wiley.
- Morrone, J. J., Escalante, T., y Rodríguez-Tapia, G. (2017). Provincias biogeográficas mexicanas: mapa y shapefiles. *Zootaxa*, 4277, 277-279.
- Murguía, M., y Villaseñor, J. L. (2000). Estimating the quality of the records used in quantitative biogeography with presence-absence matrices. In *Annales Botanici Fennici*. Finnish Zoological and Botanical Publishing Board. 289-296
- Murrieta-Galindo, R., González-Romero, A., Alfaro-Martínez, C., y Bolívar-Cimé, B. (2018). Resting microhabitats of males of the endemic *Rheohyla miotympanum* (Hylidae) in different habitats of the tropical montane forest in Central Veracruz, Mexico. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 53(3), 201-210.
- Nasa Earth Data Cloud. (2020). Datos de incendios activos. Sitio web: <https://earthdata.nasa.gov/earth-observation-data/near-real-time/firms/activefiredata>  
Fecha de consulta: 03/11/2021
- Oliveira, U., Paglia, A. P., Brescovit, A. D., de Carvalho, C. J., Silva, D. P., Rezende, D. T., y Santos, A. J. (2016). The strong influence of collection bias on biodiversity

- knowledge shortfalls of Brazilian terrestrial biodiversity. *Diversity and Distributions*, 22(12), 1232-1244.
- Osorio-Olvera, L., Lira-Noriega, A., Soberón, J., Townsend Peterson, A., Falconi, M., Contreras-Díaz, R. G., Martínez-Meyer, E., Barve, V., y Barve, N. (2020), ntbox: an R package with graphical user interface for modeling and evaluating multidimensional ecological niches. *Methods in Ecology and Evolution*, 11(10), 1199-1206.
- Palacios-Martinez, J., Caballero-Perez J., Espinal-Centeno, A. Marquez-Chavoya G., Lomeli, H., Salas-Vidal E., y Cruz-Ramirez A. (2020). Multi-organ transcriptomic landscape of *Ambystoma velasci* metamorphosis. *Developmental Biology*, 466(1-2), 22-35.
- Parra-Olea, G., Flores-Villela, O., y Mendoza-Almeralla, C. (2014). Biodiversidad de anfibios en México. *Revista mexicana de biodiversidad*, 85, 460-466.
- Pausas, J. G. (2012). Incendios forestales. Una visión desde la ecología. Los libros de la Catarata. CSIC. Madrid, España.
- Pavón-Vázquez, C. y Arvizu-Meza, M. (2015). *Aquiloerycea cephalica* (Cope, 1865). Size and natural history. *Mesoamerican Herpetology*. 2. 515-517.
- Pearson, R., Raxworthy, C., Nakamura, M., y Peterson, A. (2007). Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of Biogeography*, 34 (1), 102-117.
- Percino-Daniel, R. (2019). New record of *Ambystoma velasci* (Dugès, 1888) from Western Mexico. *Notas de herpetología*, 12, 351-352.

- Pérez-Verdín, G., Márquez-Linares, M. A., Cortés-Ortiz, A., y Salmerón-Macías, M. (2013). Análisis espacio-temporal de la ocurrencia de incendios forestales en Durango, México. *Madera y bosques*, 19(2), 37-58.
- Peterson, A., Papeş, M. y Soberón, J. (2008). Rethinking receiver operating characteristic analysis applications in ecological niche modeling. *Ecological Modelling*, 213(1), 63-72.
- Phillips, S. J., Anderson, R. P., Dudík, M., Schapire, R. E., y Blair, M. (2017). Opening the black box: an open-source release of Maxent. *Ecography*, 40(7), 887-893
- Plasencia-Vázquez, A. H., Escalona-Segura, G., y Esparza-Olguín, L. G. (2014). Modelación de la distribución geográfica potencial de dos especies de psitácidos neotropicales utilizando variables climáticas y topográficas. *Acta zoológica mexicana*, 30(3), 471-490.
- QGIS Development Team. (2016). QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. <https://qgis.org>.
- Quijano, F. M., Sol de Mayo, A., Rosales, V. H. R., Hernández, M. A. E., y Blanco, M. R. (2001). Anfibios y reptiles de la sierra de Santa Rosa, Guanajuato: cien años después. *Anales del Instituto de Biología. Serie Zoología*, 72(2), 233-243.
- Quintero-Díaz, G.E., J.A. Berlín-Diosdado y L.A. López-Carreón. (2012). “Anfibios y reptiles exóticos en Guanajuato”, en *La Biodiversidad en Guanajuato: Estudio de Estado*. México. Conabio/iee.
- Riddle, B. R., Ladle, R. J., Lourie, S. A., y Whittaker, R. J. (2011). Basic biogeography: estimating biodiversity and mapping nature. In *Conservation Biogeography*. Oxford, UK: Wiley, 45–92

- Reyes-Velasco, J., Ahumada-Carrillo, I., Burkhardt, T. R., y Devitt, T. J. (2015). Two new species of *Eleutherodactylus* (subgenus *Syrrophus*) from western Mexico. *Zootaxa*, 3914(3), 301-317.
- Reynoso, V. H., González-Hernández, A. y Sánchez-Luna, M. (2012). Anfibios y reptiles. En: La biodiversidad en Guanajuato: Estudio de Estado. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Vol. II. (Conabio)/Instituto de Ecología del Estado de Guanajuato (IEE). México.
- Rodríguez, A. y Alonso, R. (2003). Capítulo 2: Ranas Arborícolas. En: Rodríguez- Schettino, L. (Ed.). Anfibios y Reptiles de Cuba, UPC Print, Vaasa, Finland.
- Rosales, L. D. P., Hernández-Gallegos, O., Rangel-Torres, O., y Jaso-Martínez, J. (2022). Límite altitudinal de la salamandra *Isthmura bellii* (Grey, 1850) en México. *Revista Latinoamericana de Herpetología*, 5(1), 36-38.
- Rosas-Espinoza, V. C., Rodríguez-Canseco, J. M., Santiago-Pérez, A. L., Ayón-Escobedo, A., y Domínguez-Laso, M. (2013). Distribución de algunos anfibios del centro occidente de México: Jalisco. *Revista mexicana de biodiversidad*, 84(2), 690-696.
- Ruballo-Marroquín, N. E., e Hidalgo, E. S. M. (2013). Nuevo registro de *Hypopachus variolosus* (Cope, 1866) (Anura: Microhylidae) en el departamento de La Libertad, El Salvador. *Revista Biodiversidad Neotropical*, 3, 65-68.
- RStudio Team (2020). RStudio: Integrated Development for R. RStudio, PBC, Boston, MA  
Sitio web: <http://www.rstudio.com/>. Fecha de Consulta: 25/09/2021
- Ryan, M. J., Latella, I. M., Giermakowski, J. T., y Snell, H. (2015). Status of Barking Frog (*Craugastor augusti*) in New Mexico. University of New Mexico UNM Digital Repository

- Salazar, D. N. S., Gutiérrez, M. F., y Reyes, M. A. A. (2019). Cartografía de la severidad de los incendios forestales (2017, 2018, 2019) en el estado de Guanajuato empleando imágenes Sentinel-2. *Jóvenes en la ciencia*, 5(1).
- Sánchez, J. J. M., de las Heras Ibáñez, J., y Sanz, J. M. H. (1991). Impacto ecológico de los incendios forestales. *Al-Basit: Revista de estudios albacetenses*, (29), 105-117
- Santos-Barrera, G. (2014). Geographic variation in *Incilius occidentalis* (Anura: Bufonidae), an endemic toad from Mexico, with a redescription of the species and delimitation of the type locality. *Revista mexicana de biodiversidad*, 85(2), 414-428.
- Santos-Barrera, G. y Flores-Villela, O. (2004). *Lithobates megapoda*. IUCN Red List of Threatened Species. Versión 2013.2. Cambridge, Reino Unido. Sitio web: [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org) Fecha de consulta: 01/ 04/2021
- Santos-Barrera, G., Hammerson, G., Ponce-Campos, P. (2010). *Craugastor augusti*. The IUCN Red List of Threatened Species 2010: e.T56438A11478221. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2010-2.RLTS.T56438A11478221.en>
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). (2020). Causas de los incendios forestales (porcentaje). Gobierno de México. Sitio web: [http://dgeiawf.semarnat.gob.mx:8080/ibi\\_apps/WFServlet?IBIF\\_ex=D3\\_RFOREST A05\\_04&IBIC\\_user=dgeia\\_mce&IBIC\\_pass=dgeia\\_mce&NOMBREANIO=\\*](http://dgeiawf.semarnat.gob.mx:8080/ibi_apps/WFServlet?IBIF_ex=D3_RFOREST A05_04&IBIC_user=dgeia_mce&IBIC_pass=dgeia_mce&NOMBREANIO=*) Fecha de consulta: 01/04/2021
- Secretaría de Medio Ambiente y Ordenamiento Territorial (SMAOT). (2022). Áreas Naturales Protegidas, de Gobierno del Estado de Guanajuato Sitio web: <https://smaot.guanajuato.gob.mx/sitio/areas-naturales-protégidas> Fecha de consulta: 01/07/22



- Smith, J. K. y Lyon, L. J. (2000). Incendios forestales en ecosistemas: efectos de los incendios en la fauna (Vol. 2). Departamento de Agricultura de los Estados Unidos, Servicio Forestal, Estación de Investigación de las Montañas Rocosas.
- Soberón, J., y Peterson, A. T. (2005). Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. *Biodiversity Informatics*, 2, 1-10
- Szpakowski, D. M., y Jensen, J. L. (2019). A review of the applications of remote sensing in fire ecology. *Remote sensing*, 11(22), 2638.
- Tanpipat, V., Honda, K., y Nuchaiya, P. (2009). MODIS Hotspot Validation over Thailand. *Remote Sensing*, 1, 1043-1054.
- United States Geological Survey (USGS). (2021). Archivo EROS de USGS - Elevación digital - Elevación global de 30 segundos de arco (GTOPO30). Sitio web: <https://earthexplorer.usgs.gov/> Fecha de consulta: 07/06/2021
- Vargas-Jaimes, J., González-Fernández, A., Torres-Romero, E. J., Bolom-Huet, R., Manjarrez, J., Gopar-Merino, F., y Sunny, A. (2021). Impact of climate and land cover changes on the potential distribution of four endemic salamanders in Mexico. *Journal for Nature Conservation*, 64, 126066.
- Velarde-Aguilar, M. G., Romero-Mayén, Á. R., y León-Règagnon, V. (2014). First report of the genus *Physaloptera* (Nematoda: Physalopteridae) in *Lithobates montezumae* (Anura: Ranidae) from Mexico. *Revista mexicana de biodiversidad*, 85(1), 304-307.
- Villaseñor, J. L. (2015) ¿La crisis de la biodiversidad es la crisis de la taxonomía? *Botanical Sciences*, 93(1), 03-14. <https://doi.org/10.17129/botsci.456>
- Vitt, L. y Caldwell, J. (2009). *Herpetology An Introductory Biology of Amphibians and Reptiles*. 3th ed. Universidad de Oklahoma: Academic Press.

- Vitt, L. y Caldwell, J. (2014). *Herpetology An Introductory Biology of Amphibians and Reptiles*. 4th ed. Universidad de Oklahoma: Academic Press.
- Wake David B. y Koo Michelle S. (2018). Amphibians. *Current Biology Magazine*, 28, 1237-1241.
- Wang, G. C. S. (1996). How to handle multicollinearity in regression modelling. *The Journal of Business Forecasting*, 15(1), 23.
- Warren, D. y Seifert, S. (2011). Ecological niche modeling in Maxent: the importance of model complexity and the performance of model selection criteria. *Ecological applications*, 21 (2), 335-342
- Webb, R. G. (1996). A systematic review of the mexican frog *Rana megapoda* Taylor (Anura: Ranidae). *The Southwestern Naturalist* 41(1): 35-42.
- Wooster, M. J., Roberts, G. J., Giglio, L., Roy, D. P., Freeborn, P. H., Boschetti, L., ... y San-Miguel-Ayanz, J. (2021). Satellite remote sensing of active fires: History and current status, applications and future requirements. *Remote Sensing of Environment*, 267, 112694.

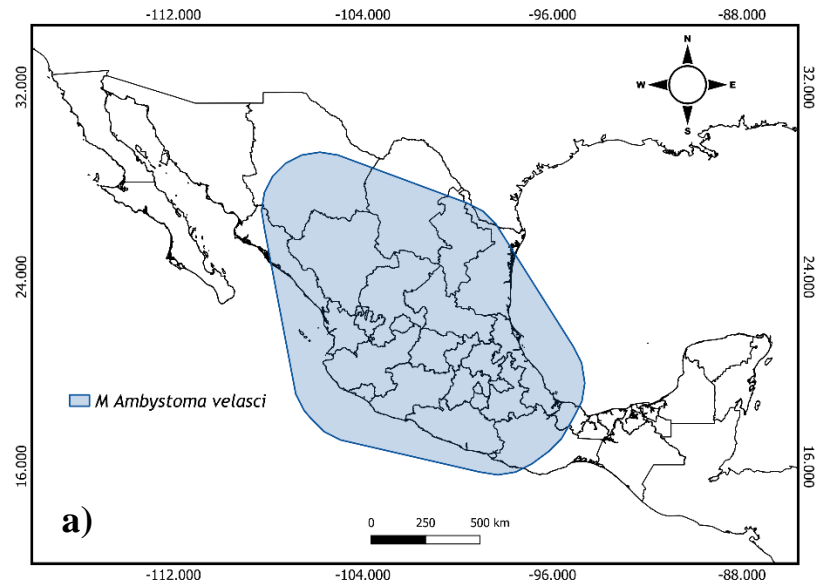
## Anexo

Para cada especie de anfibios en Guanajuato se muestran las M definidas (Figuras a). También se muestran dos Cuadros con: (1) las evaluaciones finales realizadas a los modelos (pvalue-pROC= valor de  $p$  en la prueba pROC, OR = tasa de omisión); y (2) las evaluaciones para cada réplica de los modelos finales seleccionados (pROC = valor para la prueba pROC, SD = desviación estándar, pvalue-pROC = valor de  $p$  en la prueba pROC).

Es importante aclarar que  $p$  en la prueba de la curva de ROC parcial es un algoritmo de clasificación aleatorio que selecciona como presente solo una fracción  $p$  de presencias verdaderas, dando un valor de  $p$  en el eje de sensibilidad (eje  $y$ ); también selecciona (erróneamente) una fracción  $p$  de ausencias como presencias, dando el mismo valor de  $p$  en el eje  $x$ . Por lo tanto, como  $p$  varía, mientras se traza una línea que denota presencias verdaderas, también se rastrean las falsas presencias, por lo que un valor de  $p = 0$  denota un modelo capaz de predecir de manera adecuada las presencias verdaderas y las ausencias verdaderas (Peterson *et al.*, 2008).

Las Figuras adjuntas muestran los modelos de distribución potencial una vez aplicado el umbral de *10 percentile training presence*, en donde los colores más cálidos representan las áreas predichas con mejores condiciones para las especies (Figuras b). Adicionalmente se muestran los mapas de afectación de incendios forestales a la distribución geográfica de cada una de las especies. En estos mapas, las áreas que se encuentran en colores que van del verde al rojo son únicamente las áreas afectadas, y los colores representan las áreas predichas con mejores condiciones para las especies, donde nuevamente los colores cálidos representan las áreas predichas con mejores condiciones de hábitat para las especies (Figuras c).

- *Ambystoma velasci*

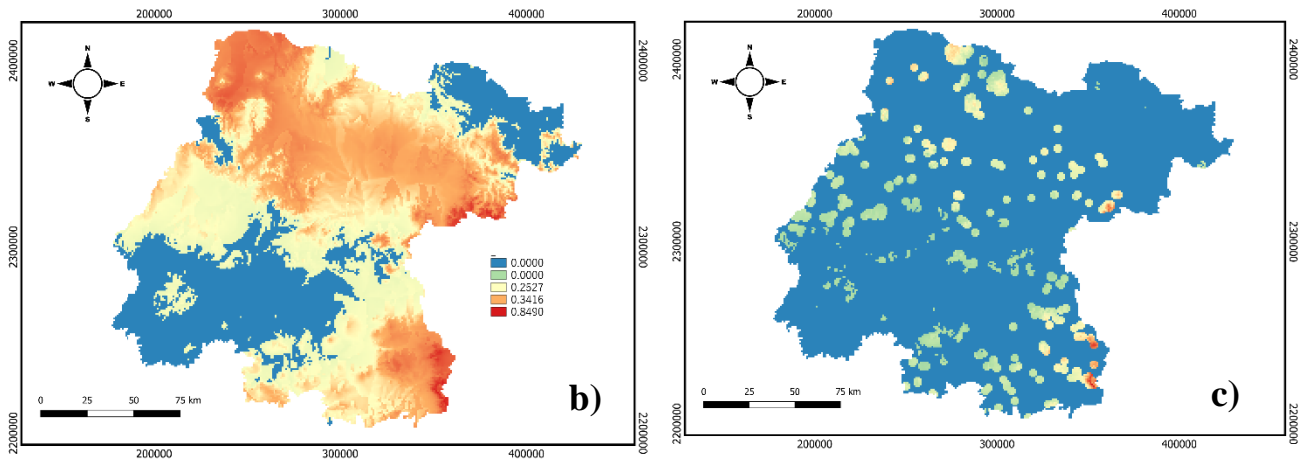


**Cuadro 1.** Evaluación final realizada al modelo seleccionado.

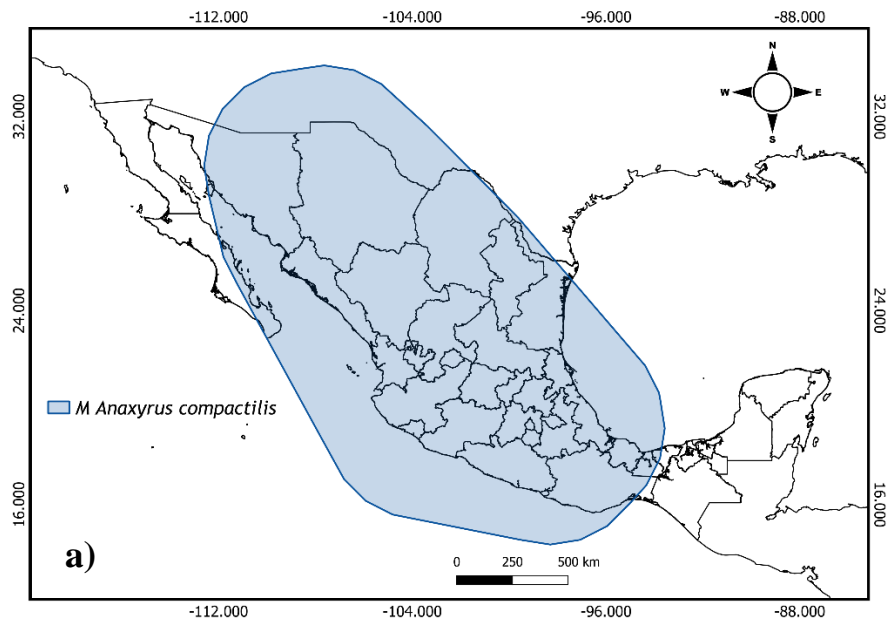
Relación media AUC	pvalue-pROC	OR
1.568	0	0.13

**Cuadro 2.** Resultados de la evaluación de cada réplica del modelo final seleccionado. En naranja se muestra la réplica seleccionada

Replica	pROC	SD	pvalue-pROC
0	1.814287	0.06	0
1	1.816665	0.06	0
2	1.817148	0.06	0
3	1.811976	0.06	0
4	1.812896	0.07	0
5	1.815182	0.07	0
6	1.808917	0.08	0
7	1.81659	0.07	0
8	1.808563	0.07	0
9	1.809792	0.07	0



- *Anaxyrus compactilis*

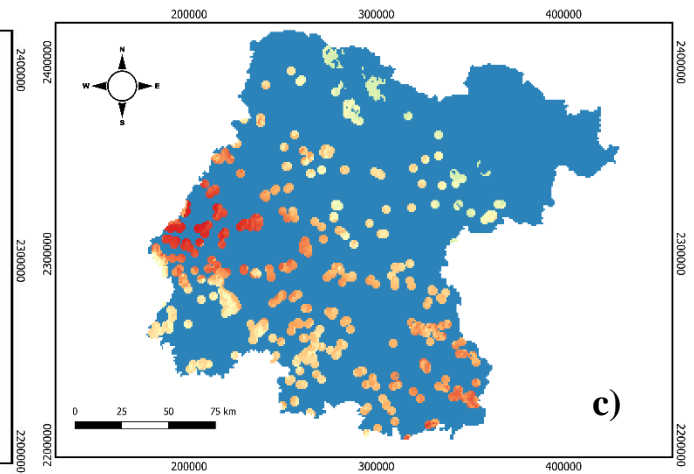
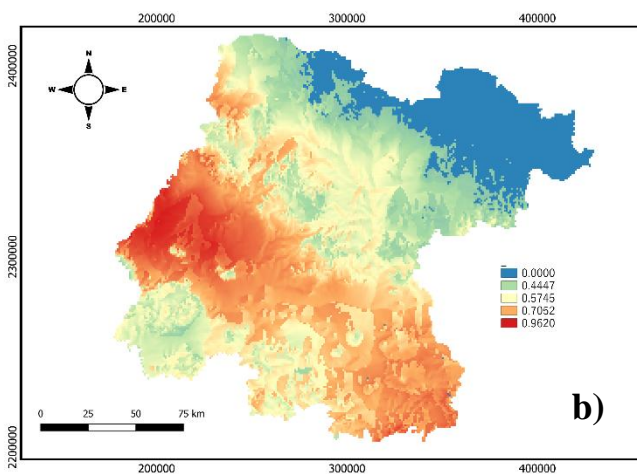


**Cuadro 1.** Evaluación final realizada al modelo seleccionado

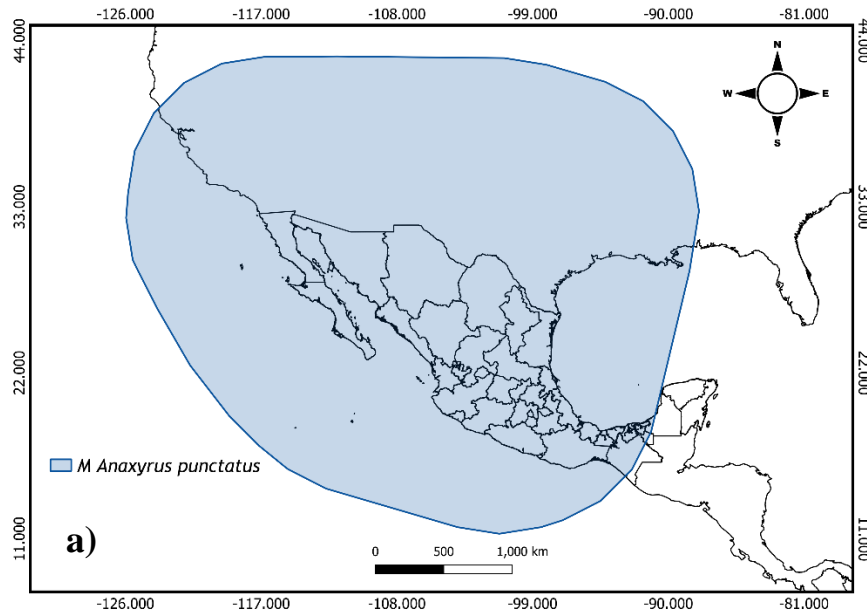
Relación media AUC	pvalue-pROC	OR
1.4	0	0.0925

**Cuadro 2.** Resultados de la evaluación de cada réplica del modelo final seleccionado. En naranja se muestra la réplica seleccionada

Replica	pROC	SD	pvalue-pROC
0	1.717273	0.06	0
1	1.721663	0.06	0
2	1.715663	0.06	0
3	1.720391	0.06	0
4	1.716998	0.06	0
5	1.705703	0.06	0
6	1.710253	0.06	0
7	1.709081	0.06	0
8	1.706983	0.06	0
9	1.716342	0.06	0



- *Anaxyrus punctatus*

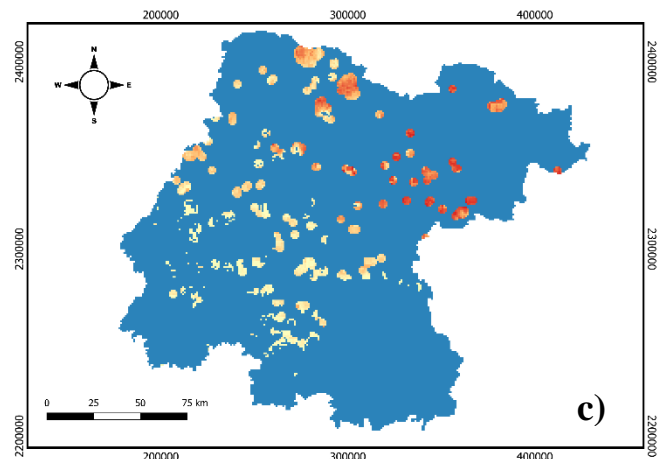
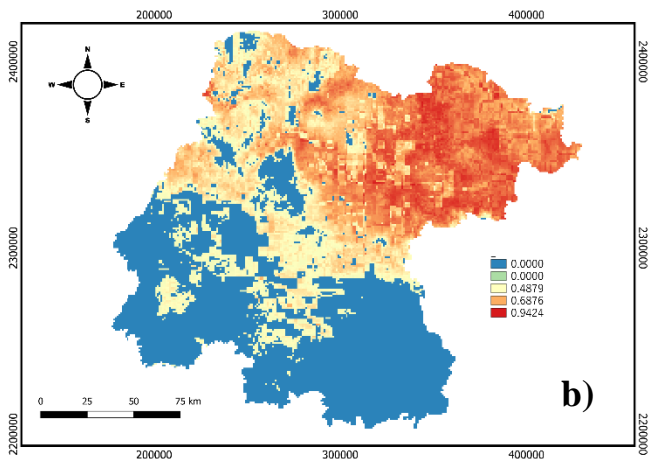


**Cuadro 1.** Evaluación final realizada al modelo seleccionado

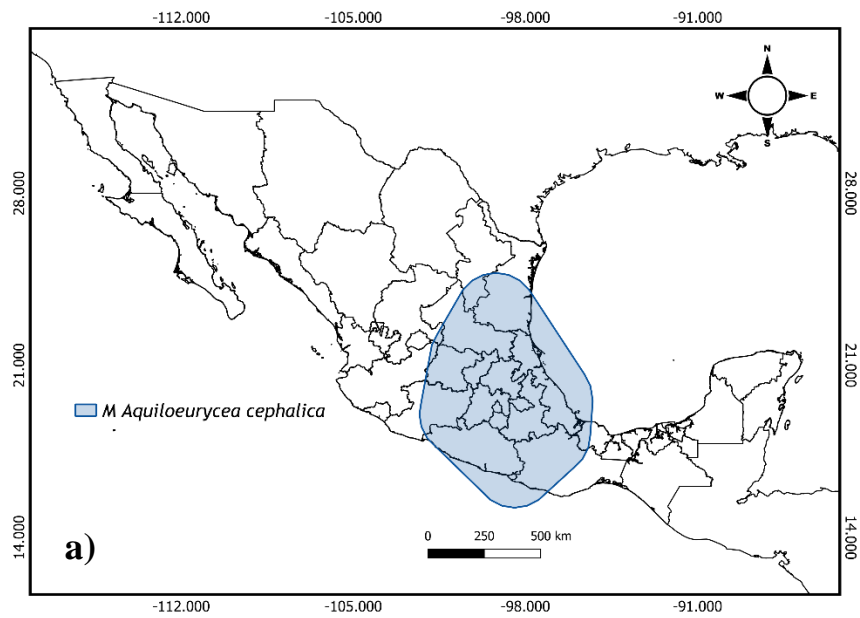
Relación media AUC	pvalue-pROC	OR
1.580	0	0.160

**Cuadro 2.** Resultados de la evaluación de cada réplica del modelo final seleccionado. En naranja se muestra la réplica seleccionada

Replica	pROC	SD	pvalue-pROC
0	1.754197	0.02	0
1	1.754017	0.02	0
2	1.757032	0.02	0
3	1.749385	0.02	0
4	1.758695	0.02	0
5	1.762756	0.02	0
6	1.757567	0.02	0
7	1.758915	0.02	0
8	1.754668	0.02	0
9	1.759258	0.02	0



- *Aquiloerycea cephalica*



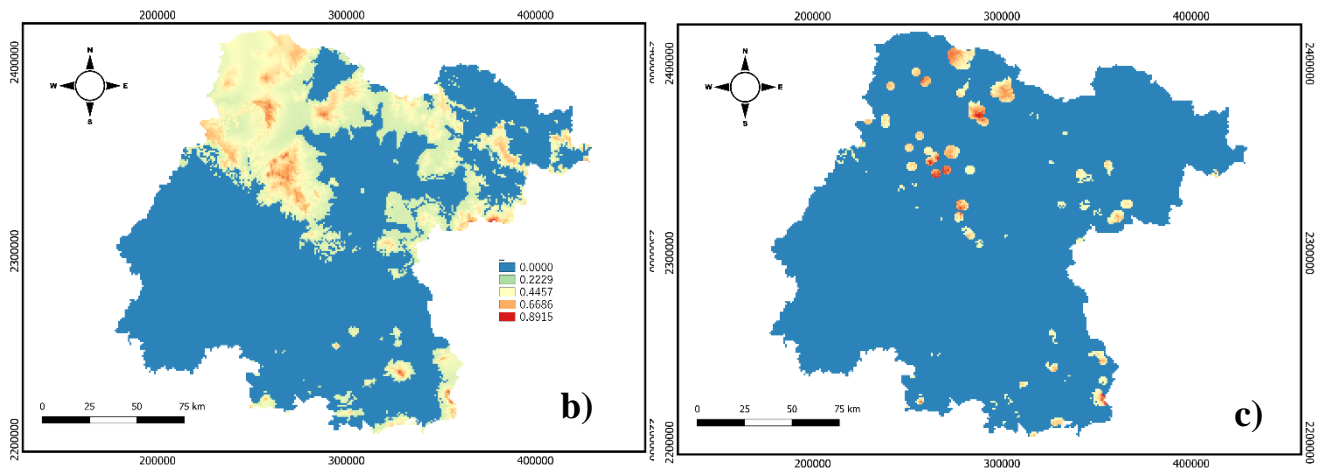
**Cuadro 1.** Evaluación final realizada al modelo seleccionado

Relación media AUC	pvalue-pROC	OR
1.5	0	0.125

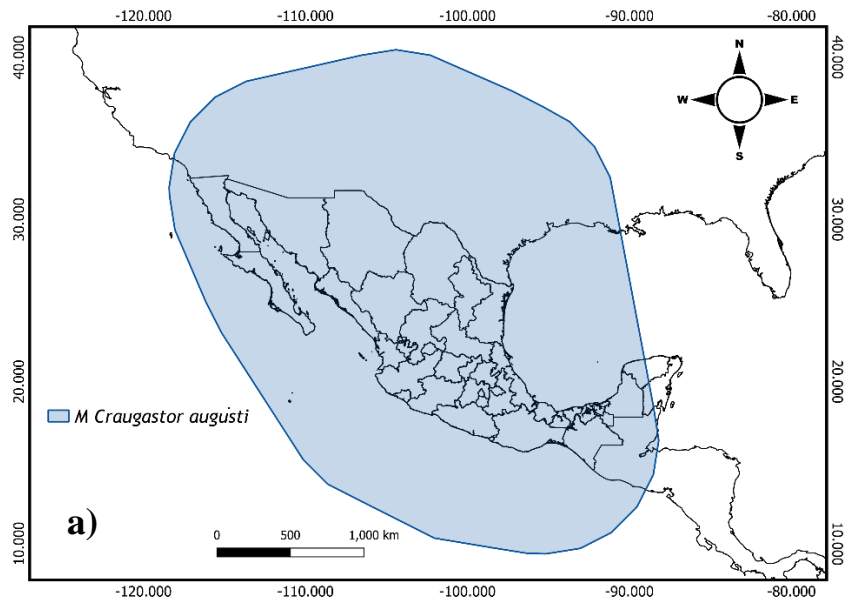


**Cuadro 2.** Resultados de la evaluación de cada réplica del modelo final seleccionado. En naranja se muestra la réplica seleccionada

Replica	pROC	SD	pvalue-pROC
0	1.689081	0.12	0
1	1.69867	0.12	0
2	1.723659	0.11	0
3	1.737129	0.11	0
4	1.735155	0.11	0
5	1.706303	0.12	0
6	1.718631	0.12	0
7	1.742756	0.11	0
8	1.701508	0.12	0
9	1.710124	0.11	0



- *Craugastor augusti*

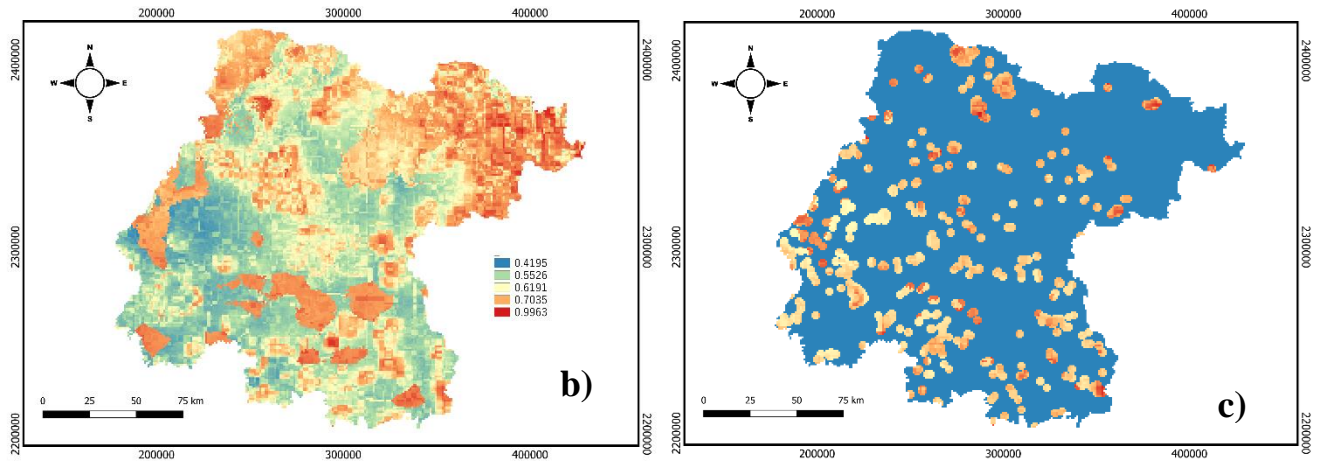


**Cuadro 1.** Evaluación final realizada al modelo seleccionado

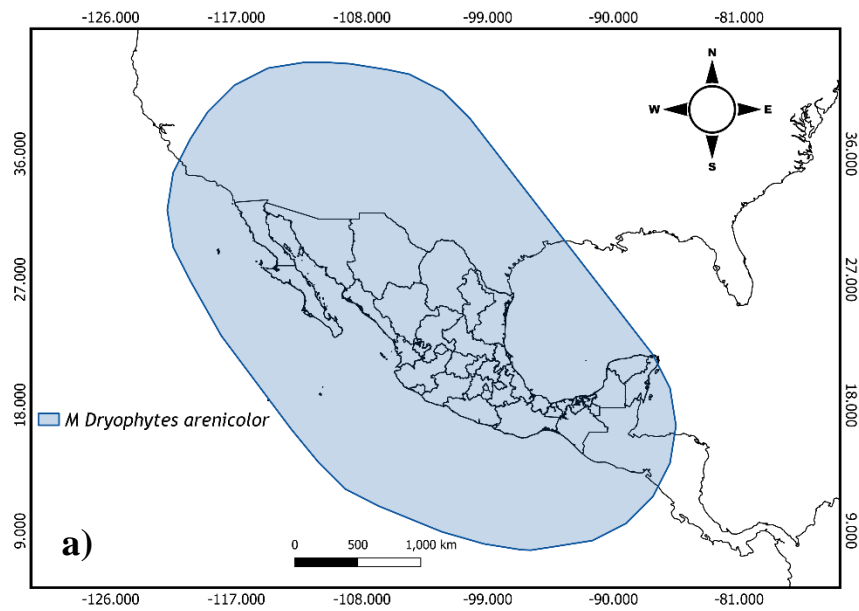
Relación media AUC	pvalue-pROC	OR
1.238	0	0.083

**Cuadro 2.** Resultados de la evaluación de cada réplica del modelo final seleccionado. En naranja se muestra la réplica seleccionada

Replica	pROC	SD	pvalue-pROC
0	1.555179	0.07	0
1	1.559873	0.07	0
2	1.552356	0.07	0
3	1.581344	0.07	0
4	1.577571	0.06	0
5	1.577582	0.07	0
6	1.573826	0.07	0
7	1.538362	0.07	0
8	1.552991	0.07	0
9	1.564906	0.07	0



- *Dryophytes arenicolor*

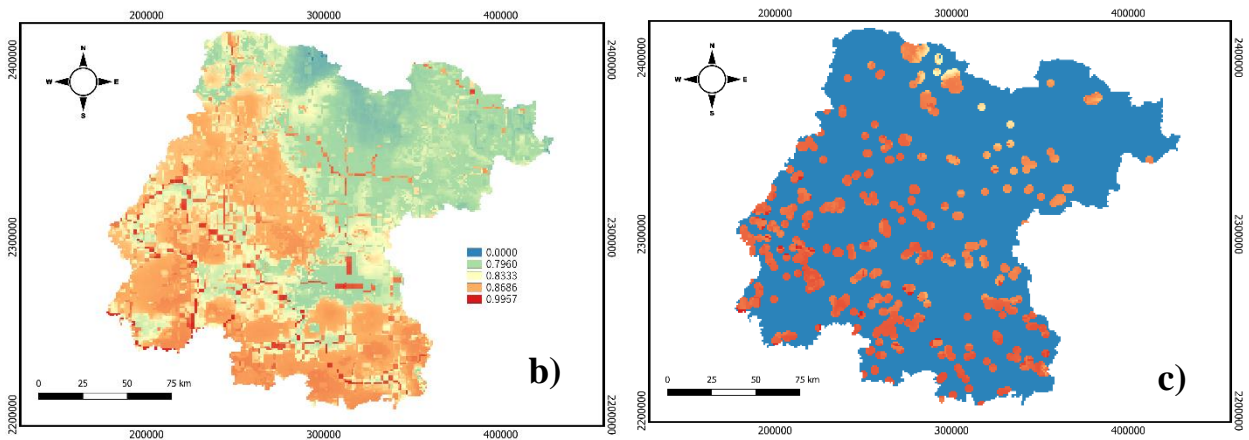


**Cuadro 1.** Evaluación final realizada al modelo seleccionado

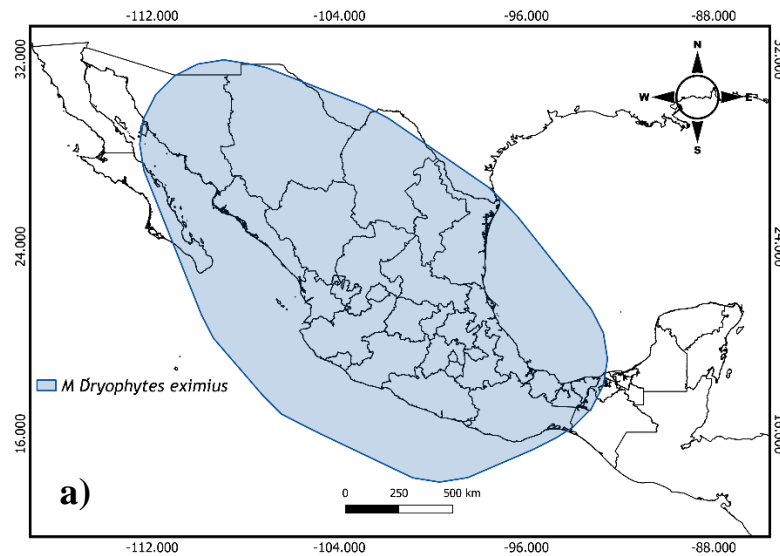
Relación media AUC	pvalue-pROC	OR
1.659	0	0.108

**Cuadro 2.** Resultados de la evaluación de cada réplica del modelo final seleccionado. En naranja se muestra la réplica seleccionada

Replica	pROC	SD	pvalue-pROC
0	1.808635	0.02	0
1	1.812318	0.02	0
2	1.814133	0.02	0
3	1.811149	0.02	0
4	1.817668	0.02	0
5	1.812611	0.02	0
6	1.814791	0.02	0
7	1.813582	0.02	0
8	1.813918	0.02	0
9	1.815318	0.02	0



- *Dryophytes eximius*

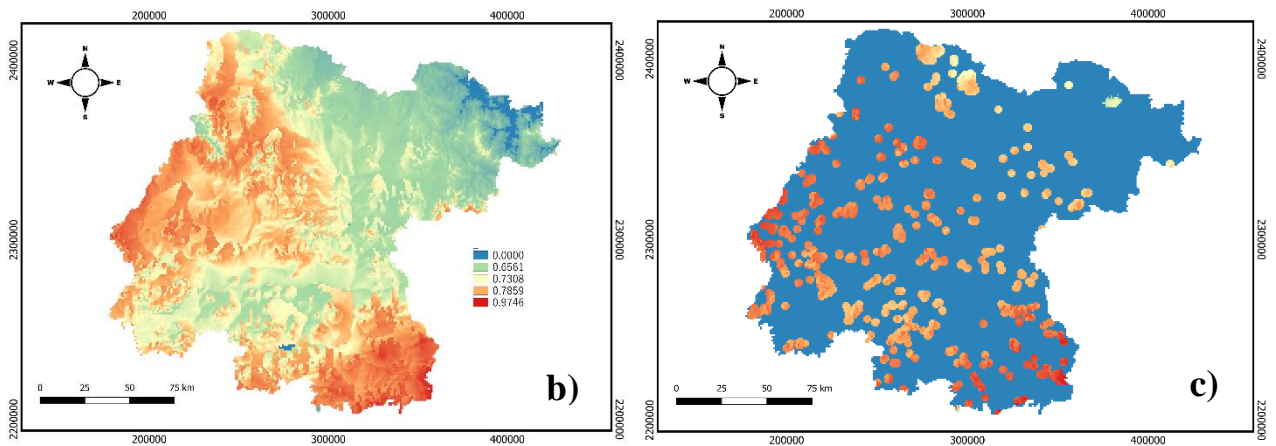


**Cuadro 1.** Evaluación final realizada al modelo seleccionado

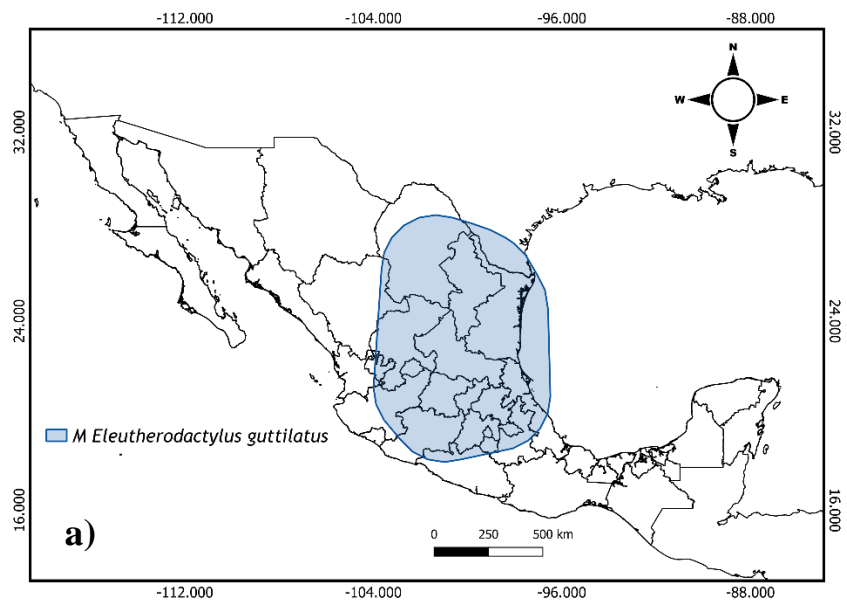
Relación media AUC	pvalue-pROC	OR
1.499	0	0.105

**Cuadro 2.** Resultados de la evaluación de cada réplica del modelo final seleccionado. En naranja se muestra la réplica seleccionada

Replica	pROC	SD	pvalue-pROC
0	1.737733	0.04	0
1	1.745594	0.04	0
2	1.75222	0.04	0
3	1.751986	0.04	0
4	1.743491	0.04	0
5	1.749917	0.04	0
6	1.748384	0.04	0
7	1.740555	0.04	0
8	1.753967	0.04	0
9	1.746246	0.04	0



- *Eleutherodactylus guttilatus*

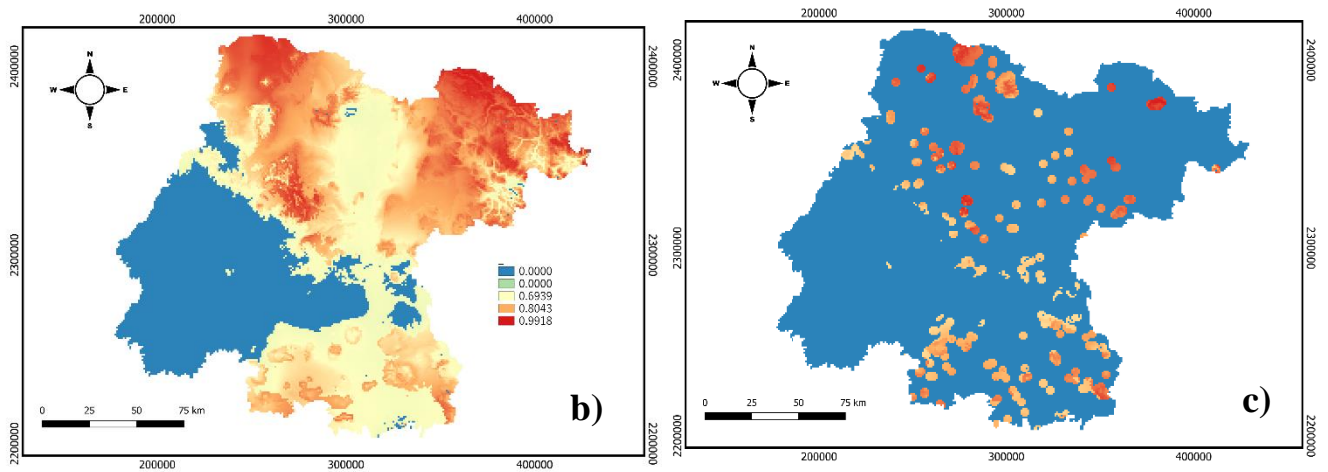


**Cuadro 1.** Evaluación final realizada al modelo seleccionado

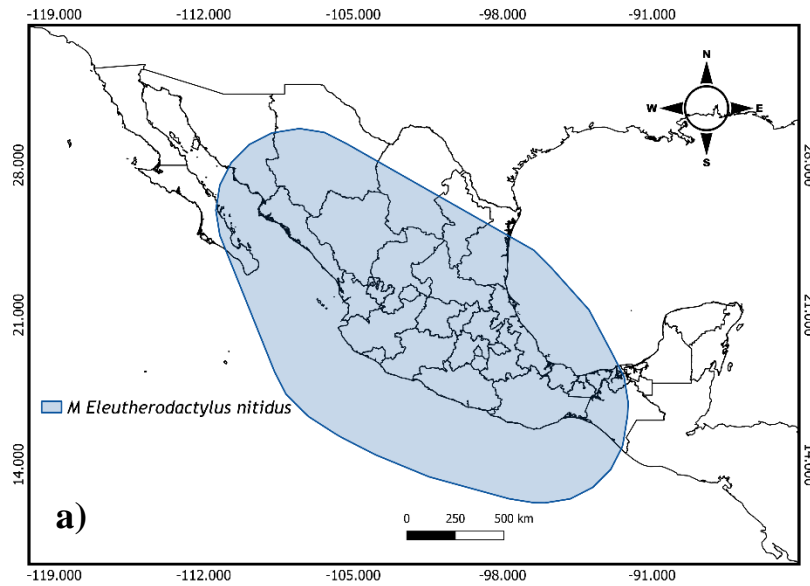
Relación media AUC	pvalue-pROC	OR
1.521	0	0.2352

**Cuadro 2.** Resultados de la evaluación de cada réplica del modelo final seleccionado. En naranja se muestra la réplica seleccionada

Replica	pROC	SD	pvalue-pROC
0	1.744132	0.08	0
1	1.720542	0.09	0
2	1.739892	0.09	0
3	1.758007	0.08	0
4	1.739845	0.08	0
5	1.785199	0.07	0
6	1.731117	0.09	0
7	1.751962	0.07	0
8	1.699924	0.1	0
9	1.794632	0.07	0



- *Eleutherodactylus nitidus*



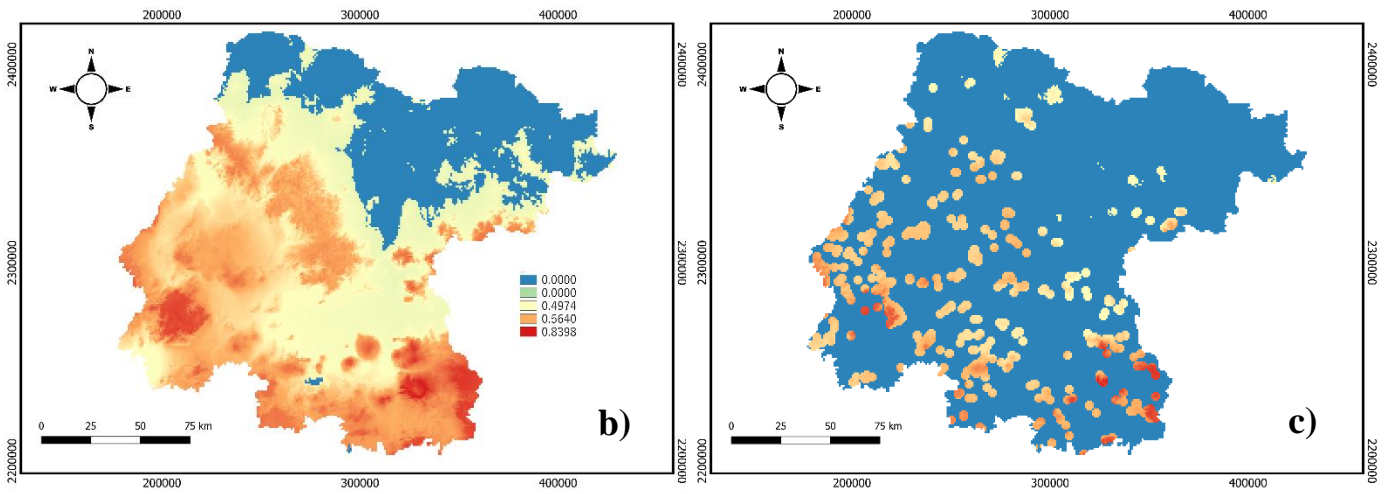
**Cuadro 1.** Evaluación final realizada al modelo seleccionado

Relación media AUC	pvalue-pROC	OR
1.5255	0	0.0625

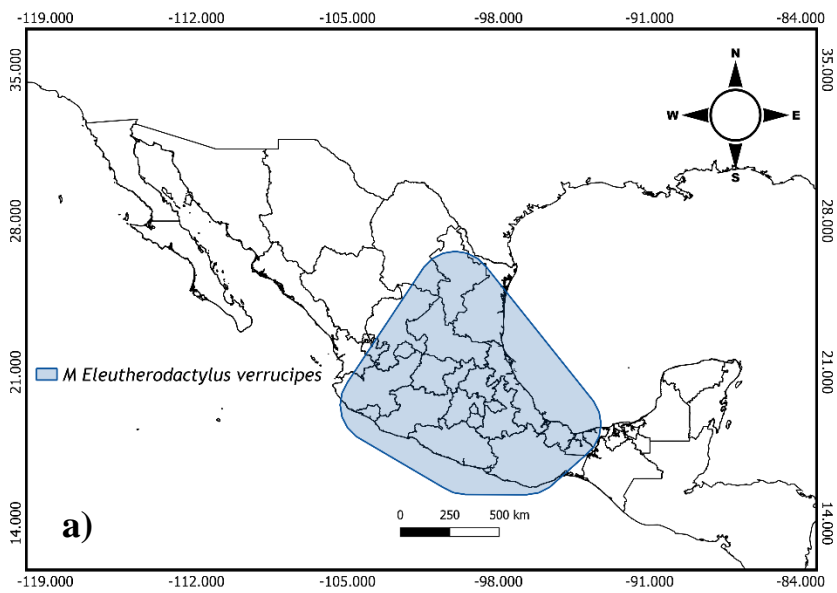
**Cuadro 2.** Resultados de la evaluación de cada réplica del modelo final seleccionado. En naranja se muestra la réplica seleccionada

Replica	pROC	SD	pvalue-pROC
0	1.666059	0.04	0
1	1.656421	0.04	0
2	1.654059	0.04	0
3	1.654792	0.04	0
4	1.664617	0.04	0
5	1.663402	0.04	0
6	1.674251	0.04	0
7	1.676878	0.04	0
8	1.683225	0.04	0
9	1.794632	0.07	0





- *Eleutherodactylus verrucipes*

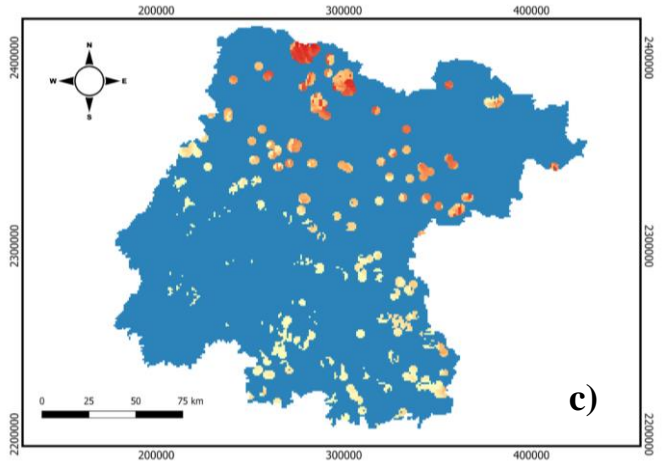
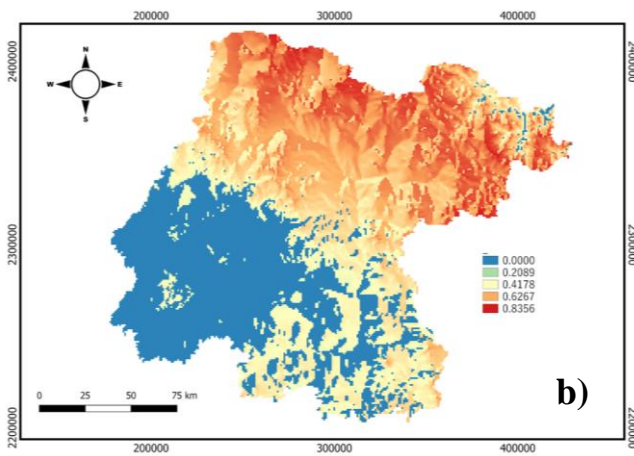


**Cuadro 1.** Evaluación final realizada al modelo seleccionado

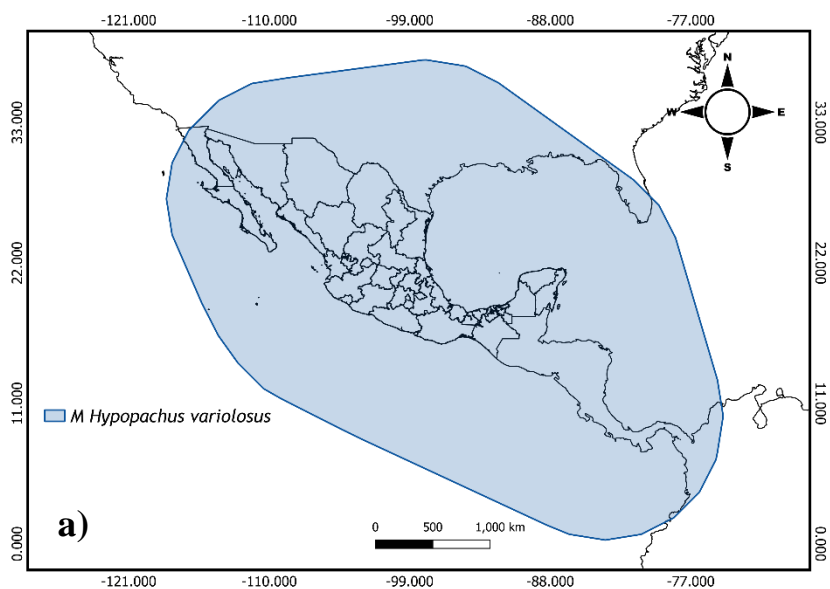
Relación media AUC	pvalue-pROC	OR
1.328	0	0.111

**Cuadro 2.** Resultados de la evaluación de cada réplica del modelo final seleccionado. En naranja se muestra la réplica seleccionada

Replica	pROC	SD	pvalue-pROC
0	1.511701	0.11	0
1	1.485383	0.11	0
2	1.337946	0.14	0
3	1.3869	0.15	0
4	1.447299	0.12	0
5	1.508337	0.12	0
6	1.353622	0.16	0
7	1.500014	0.11	0
8	1.442836	0.12	0
9	1.521052	0.12	0



- *Hypopachus variolosus*

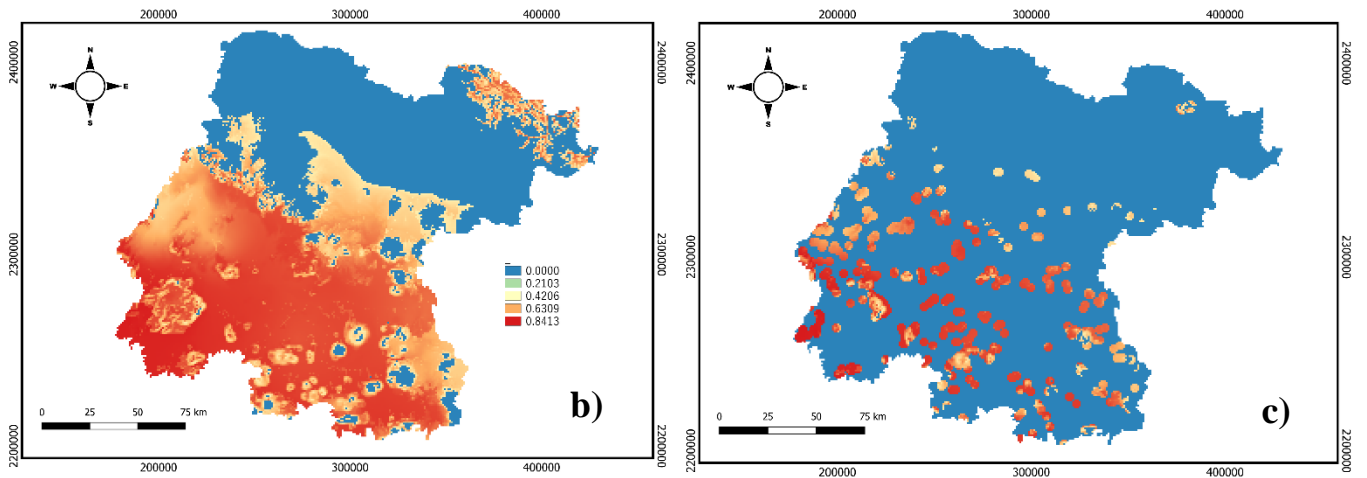


**Cuadro 1.** Evaluación final realizada al modelo seleccionado

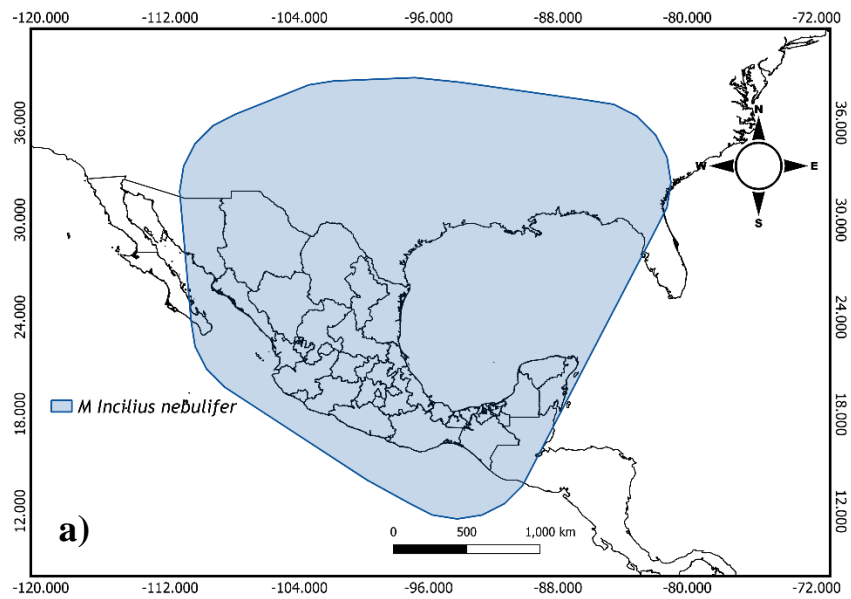
Relación media AUC	pvalue-pROC	OR
1.5168	0	0.1034

**Cuadro 2.** Resultados de la evaluación de cada réplica del modelo final seleccionado. En naranja se muestra la réplica seleccionada

Replica	pROC	SD	pvalue-pROC
0	1.725693	0.04	0
1	1.736974	0.04	0
2	1.717908	0.04	0
3	1.718137	0.03	0
4	1.736203	0.04	0
5	1.74635	0.04	0
6	1.725985	0.04	0
7	1.713342	0.04	0
8	1.7161	0.04	0
9	1.724465	0.04	0



- *Incilius nebulifer*

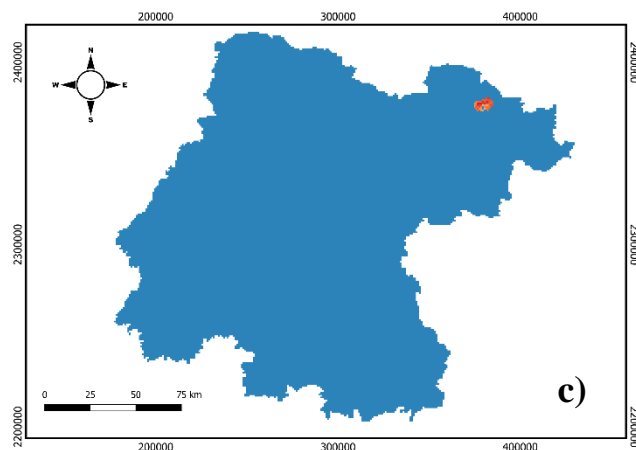
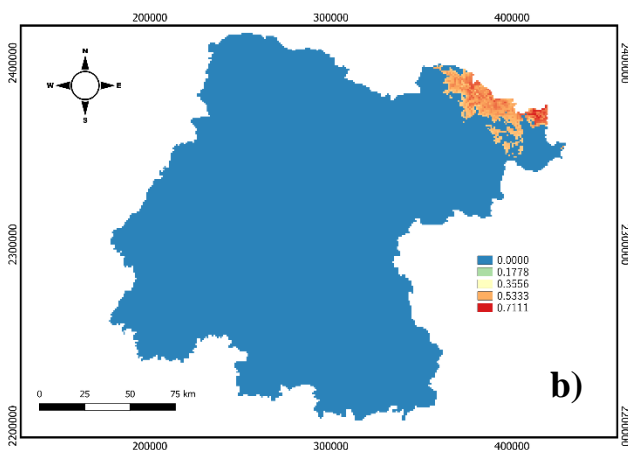


**Cuadro 1.** Evaluación final realizada al modelo seleccionado

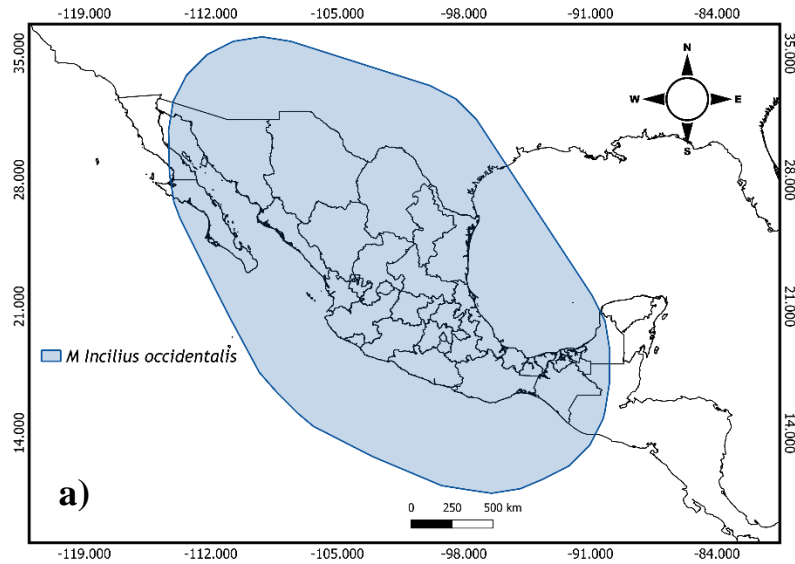
Relación media AUC	pvalue-pROC	OR
1.674	0	0.171

**Cuadro 2.** Resultados de la evaluación de cada réplica del modelo final seleccionado. En naranja se muestra la réplica seleccionada

Replica	pROC	SD	pvalue-pROC
0	1.825791	0.01	0
1	1.829085	0.01	0
2	1.829275	0.01	0
3	1.828378	0.02	0
4	1.832845	0.01	0
5	1.830247	0.01	0
6	1.831589	0.01	0
7	1.831752	0.01	0
8	1.831705	0.01	0
9	1.831517	0.01	0



- *Incilius occidentalis*

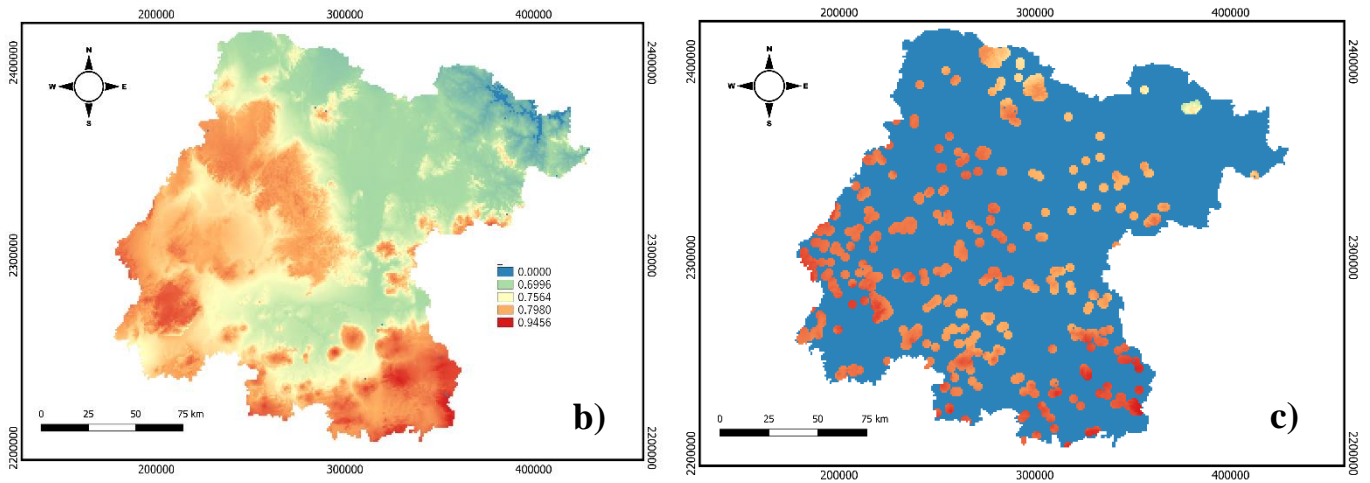


**Cuadro 1.** Evaluación final realizada al modelo seleccionado

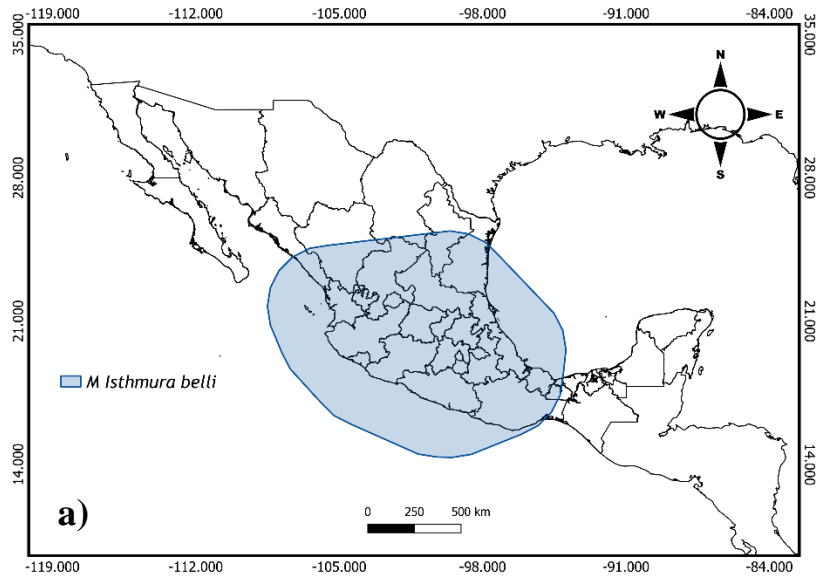
Relación media AUC	pvalue-pROC	OR
1.4689	0	0.125

**Cuadro 2.** Resultados de la evaluación de cada réplica del modelo final seleccionado. En naranja se muestra la réplica seleccionada

Replica	pROC	SD	pvalue-pROC
0	1.710051	0.03	0
1	1.709364	0.03	0
2	1.707314	0.03	0
3	1.704853	0.03	0
4	1.706684	0.03	0
5	1.707022	0.03	0
6	1.706805	0.03	0
7	1.708597	0.03	0
8	1.706134	0.03	0
9	1.703884	0.03	0



- *Isthmura belli*

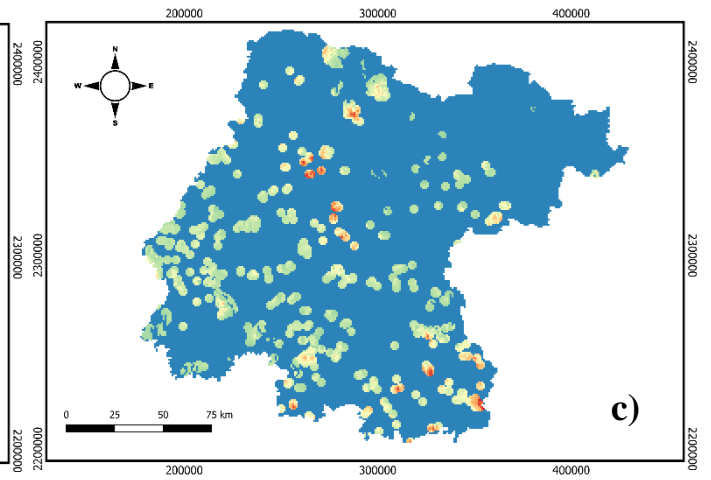
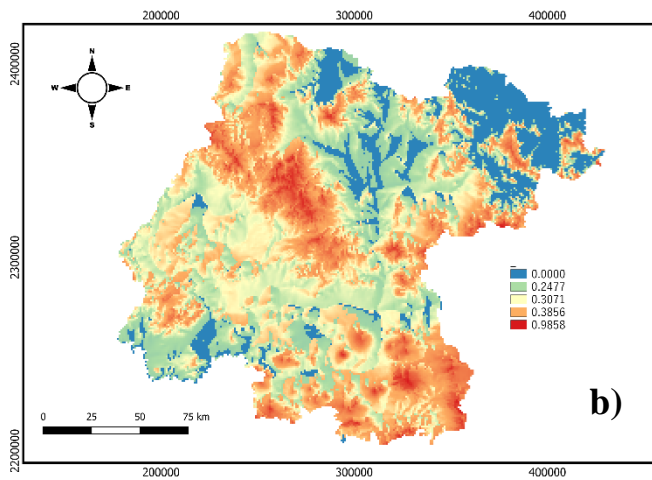


**Cuadro 1.** Evaluación final realizada al modelo seleccionado

Relación media AUC	pvalue-pROC	OR
1.3784	0	0.0833

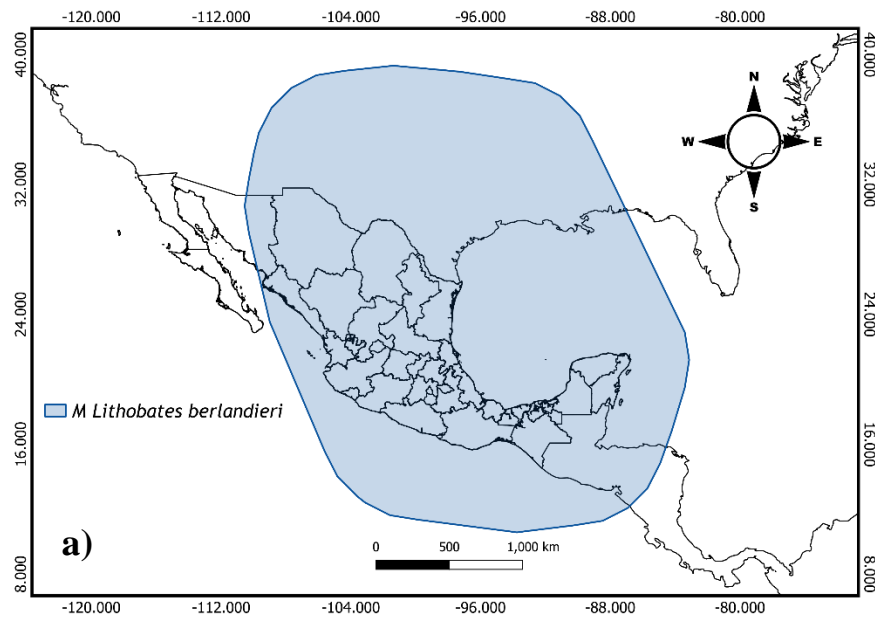
**Cuadro 2.** Resultados de la evaluación de cada réplica del modelo final seleccionado. En naranja se muestra la réplica seleccionada

Replica	pROC	SD	pvalue-pROC
0	1.62514	0.11	0
1	1.621151	0.13	0
2	1.636079	0.11	0
3	1.593868	0.11	0
4	1.647492	0.13	0
5	1.572215	0.11	0
6	1.631181	0.11	0
7	1.646488	0.11	0
8	1.624031	0.11	0
9	1.613501	0.13	0





- *Lithobates berlandieri*

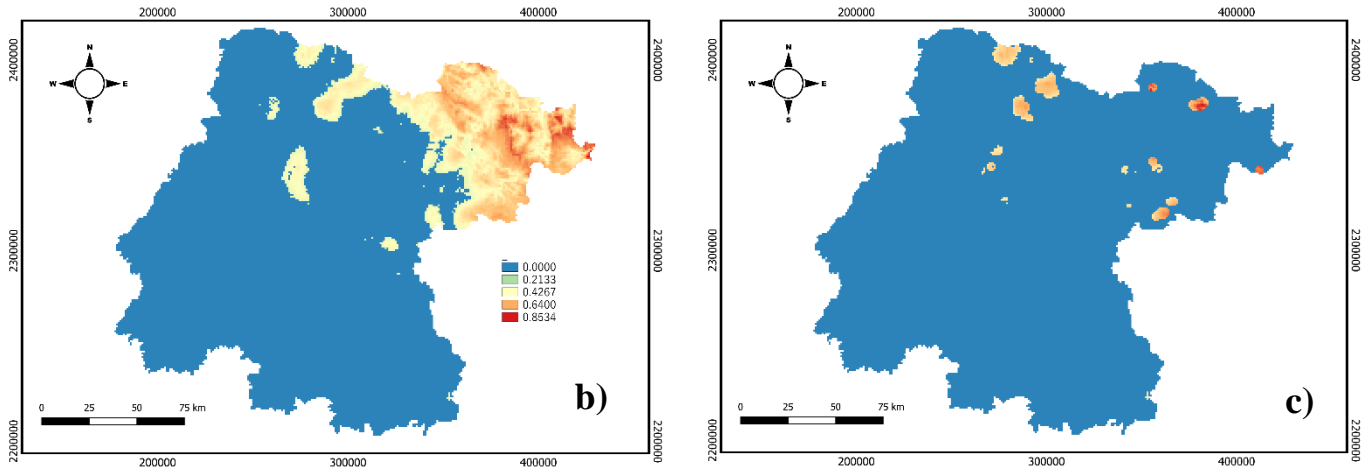


**Cuadro 1.** Evaluación final realizada al modelo seleccionado

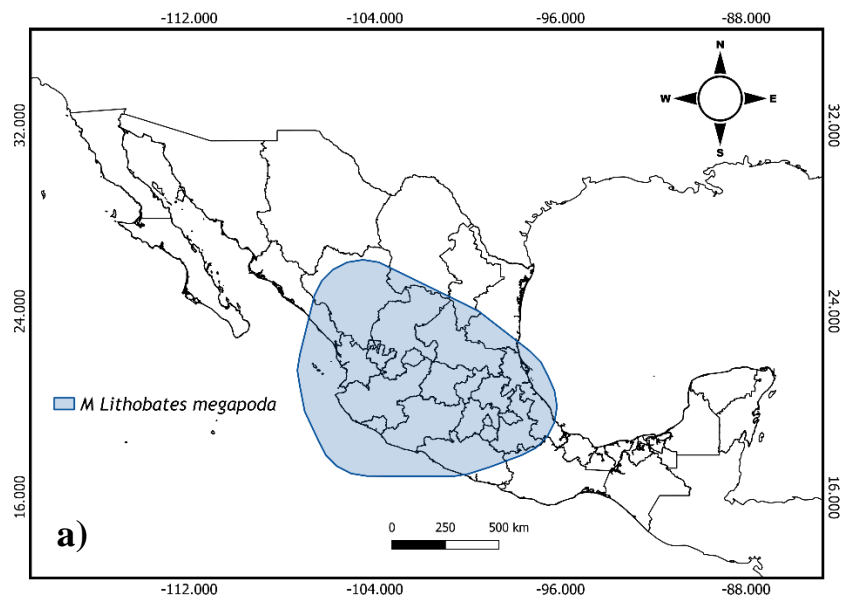
Relación media AUC	pvalue-pROC	OR
1.277	0	0.145

**Cuadro 2.** Resultados de la evaluación de cada réplica del modelo final seleccionado. En naranja se muestra la réplica seleccionada

Replica	pROC	SD	pvalue-pROC
0	1.544351	0.03	0
1	1.554321	0.03	0
2	1.550536	0.03	0
3	1.567514	0.03	0
4	1.538875	0.03	0
5	1.538053	0.03	0
6	1.546688	0.03	0
7	1.546794	0.03	0
8	1.546852	0.03	0
9	1.542216	0.03	0



- *Lithobates megapoda*

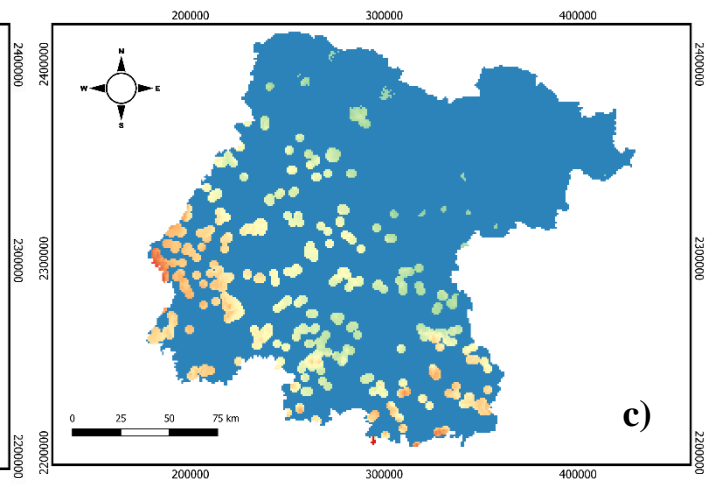
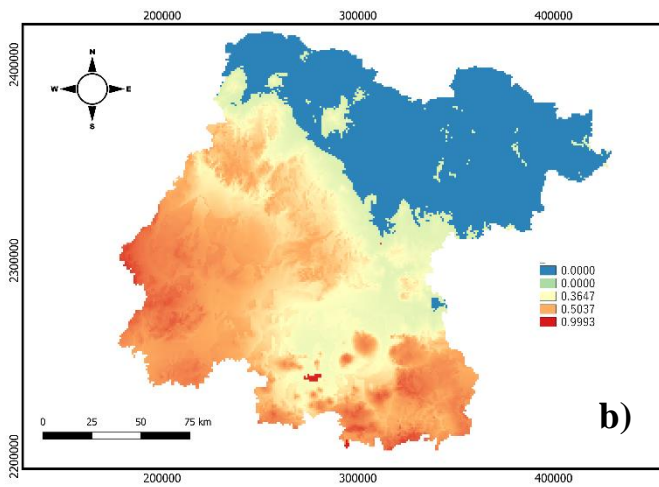


**Cuadro 1.** Evaluación final realizada al modelo seleccionado

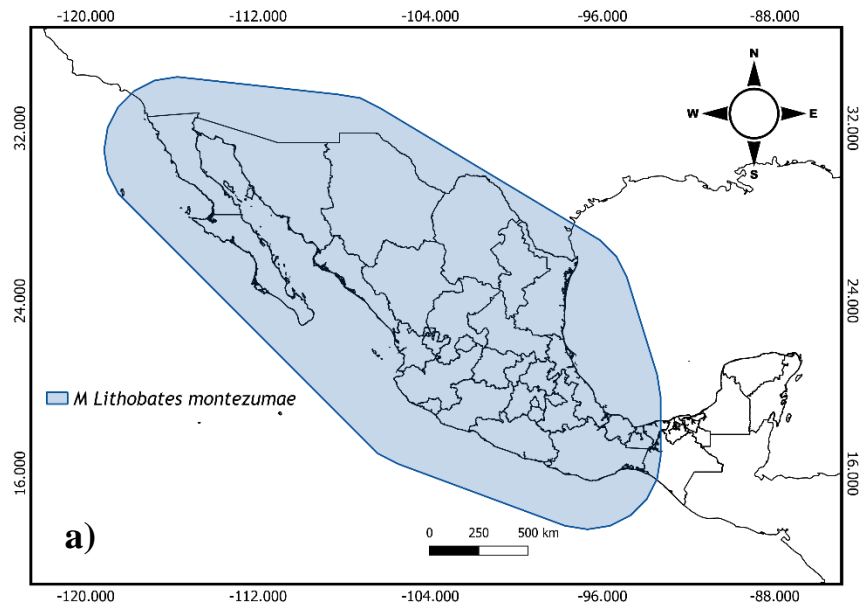
Relación media AUC	pvalue-pROC	OR
1.30264	0	0.25

**Cuadro 2.** Resultados de la evaluación de cada réplica del modelo final seleccionado. En naranja se muestra la réplica seleccionada

Replica	pROC	SD	pvalue-pROC
0	1.578005	0.14	0
1	1.62815	0.12	0
2	1.568707	0.14	0
3	1.627035	0.09	0
4	1.577526	0.13	0
5	1.62454	0.11	0
6	1.652339	0.1	0
7	1.606199	0.13	0
8	1.579951	0.14	0
9	1.560569	0.13	0



- *Lithobates montezumae*

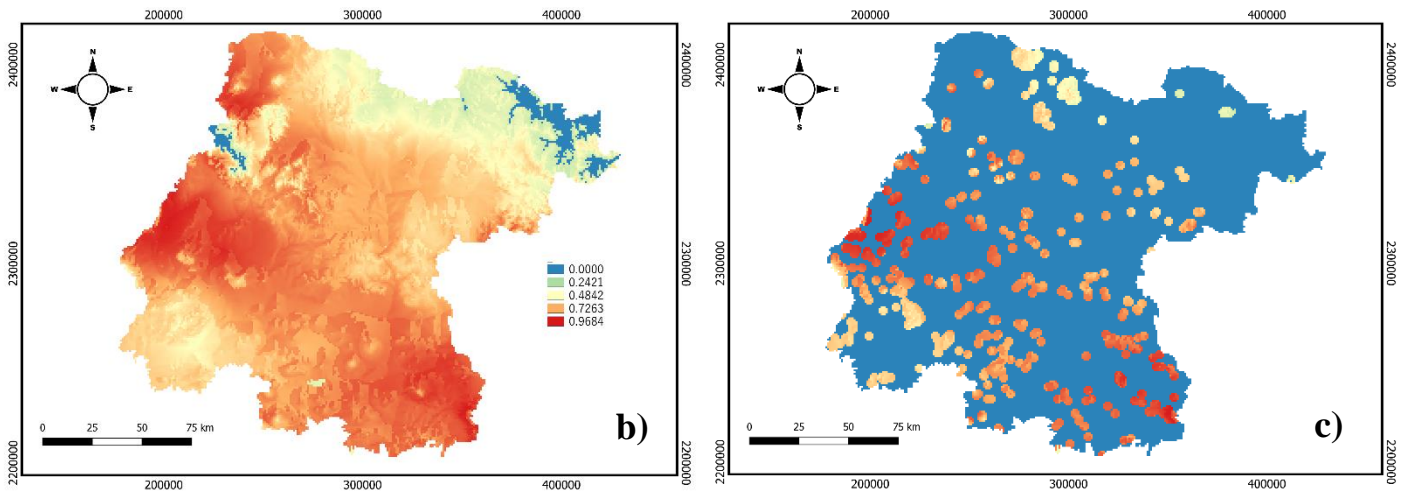


**Cuadro 1. Evaluación final realizada al modelo seleccionado**

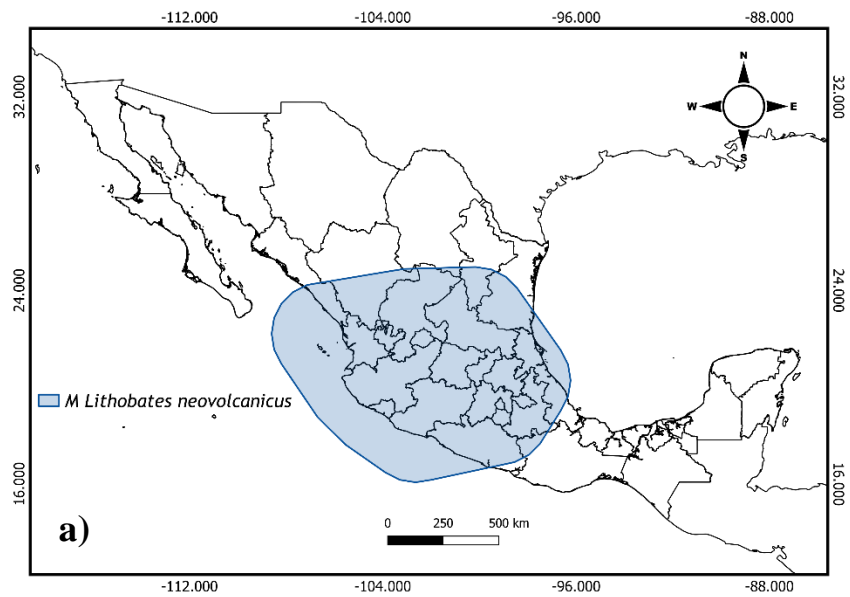
Relación media AUC	pvalue-pROC	OR
1.534	0	0.1029

**Cuadro 2. Resultados de la evaluación de cada réplica del modelo final seleccionado. En naranja se muestra la réplica seleccionada**

Replica	pROC	SD	pvalue-pROC
0	1.739254	0.05	0
1	1.727851	0.06	0
2	1.725756	0.06	0
3	1.730255	0.05	0
4	1.71463	0.06	0
5	1.728284	0.05	0
6	1.754134	0.05	0
7	1.729306	0.05	0
8	1.740486	0.05	0
9	1.724852	0.06	0



● *Lithobates neovolcanicus*

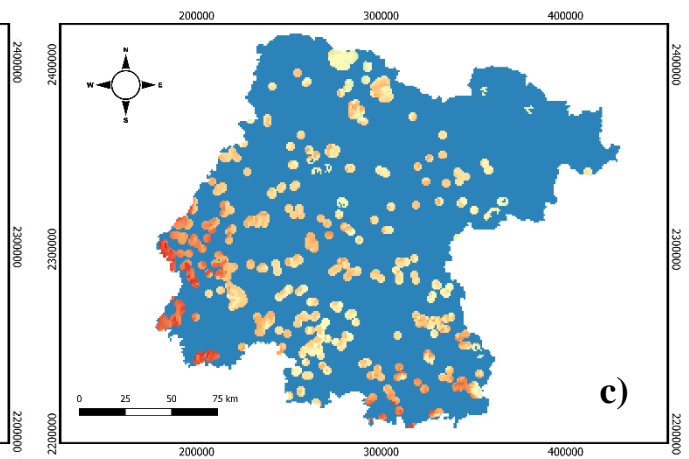
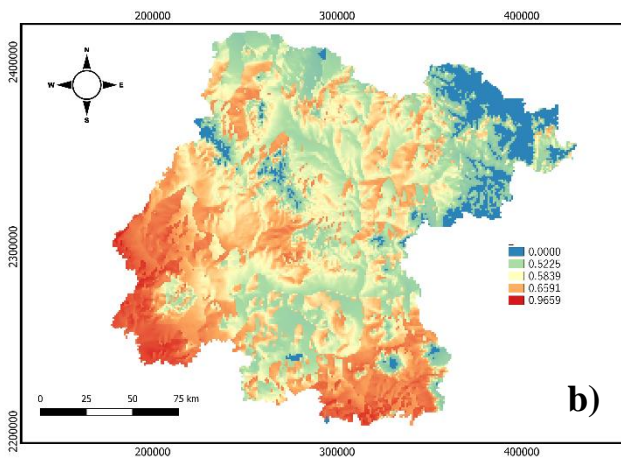


**Cuadro 1.** Evaluación final realizada al modelo seleccionado

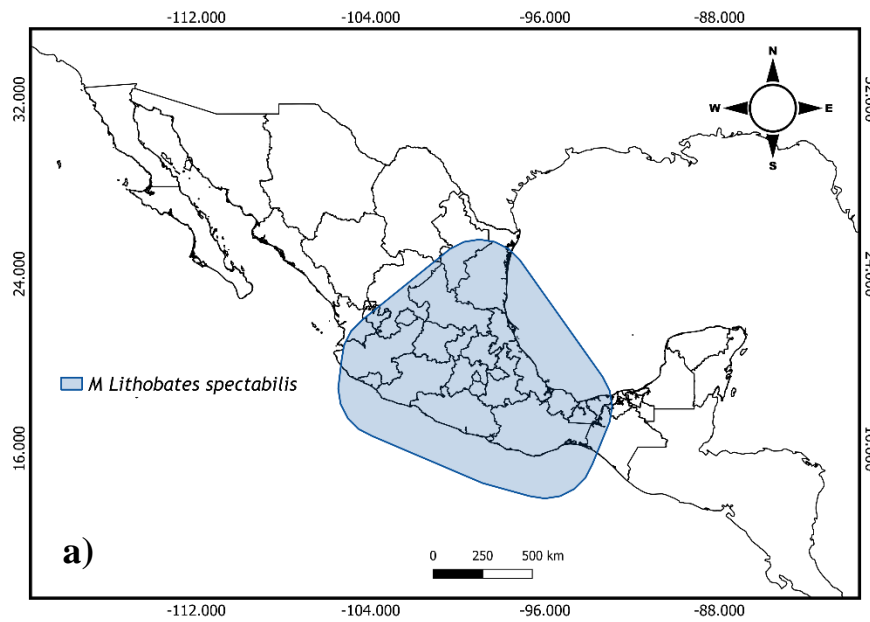
Relación media AUC	pvalue-pROC	OR
1.4390	0	0.1707

**Cuadro 2.** Resultados de la evaluación de cada réplica del modelo final seleccionado. En naranja se muestra la réplica seleccionada

Replica	pROC	SD	pvalue-pROC
0	1.672874	0.08	0
1	1.676879	0.07	0
2	1.663626	0.08	0
3	1.666343	0.07	0
4	1.687726	0.08	0
5	1.688451	0.08	0
6	1.67313	0.07	0
7	1.663247	0.07	0
8	1.65154	0.07	0
9	1.655256	0.08	0



- *Lithobates spectabilis*

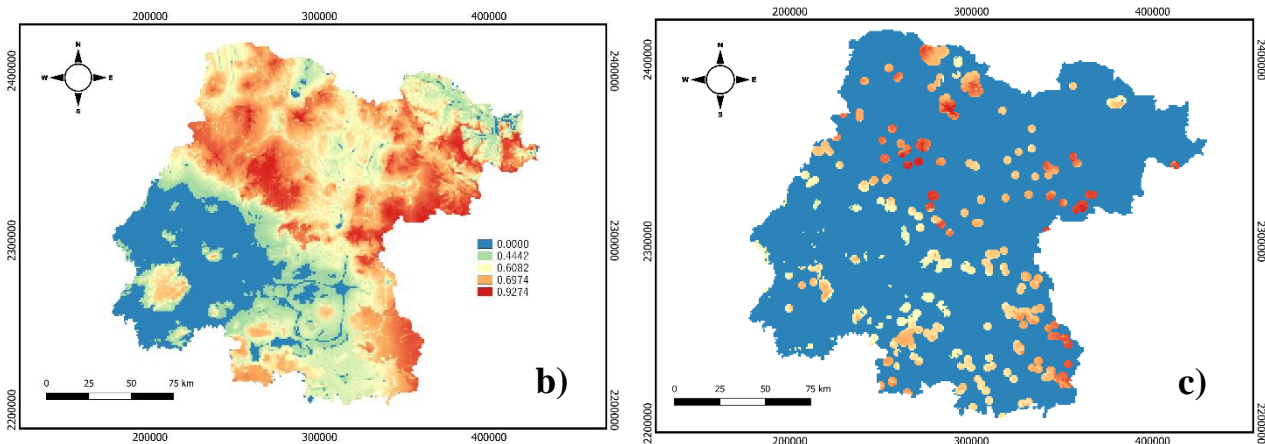


**Cuadro 1.** Evaluación final realizada al modelo seleccionado

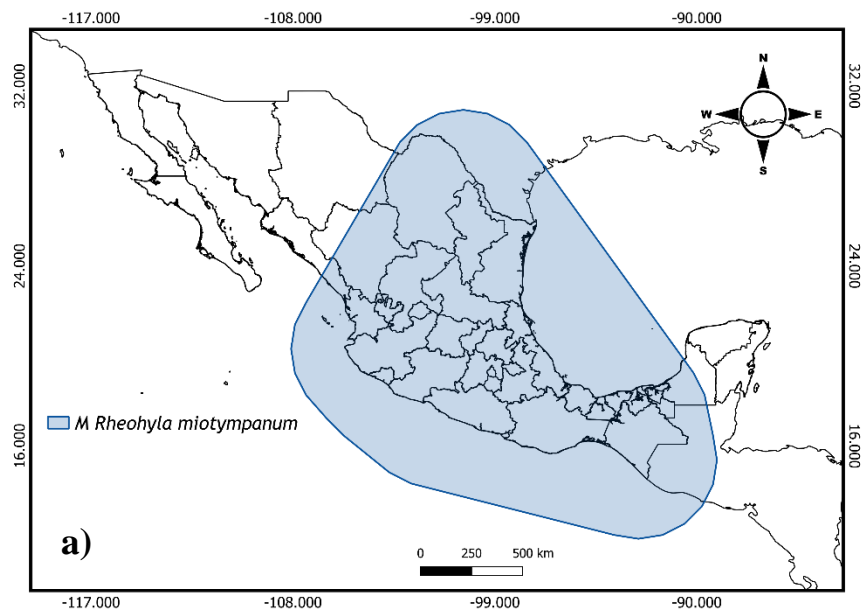
Relación media AUC	pvalue-pROC	OR
1.4025	0	0.09615

**Cuadro 2.** Resultados de la evaluación de cada réplica del modelo final seleccionado. En naranja se muestra la réplica seleccionada

Replica	pROC	SD	pvalue-pROC
0	1.634114	0.08	0
1	1.619053	0.08	0
2	1.633445	0.08	0
3	1.609671	0.08	0
4	1.644236	0.07	0
5	1.646582	0.07	0
6	1.624187	0.07	0
7	1.646816	0.07	0
8	1.619265	0.07	0
9	1.631768	0.07	0



- *Rheohyla miotympanum*



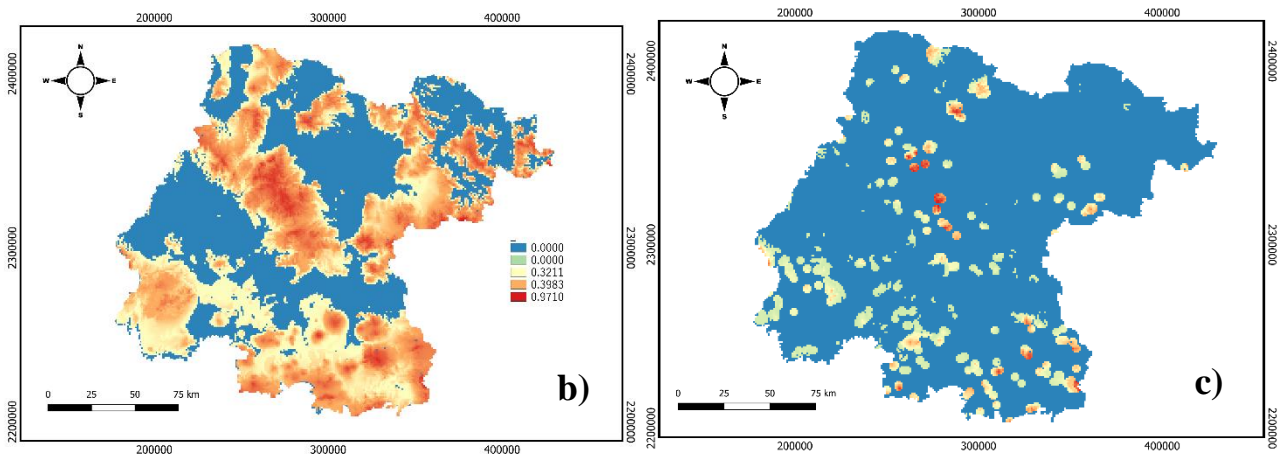
**Cuadro 1.** Evaluación final realizada al modelo seleccionado

Relación media AUC	pvalue-pROC	OR
1.308	0	0.1944

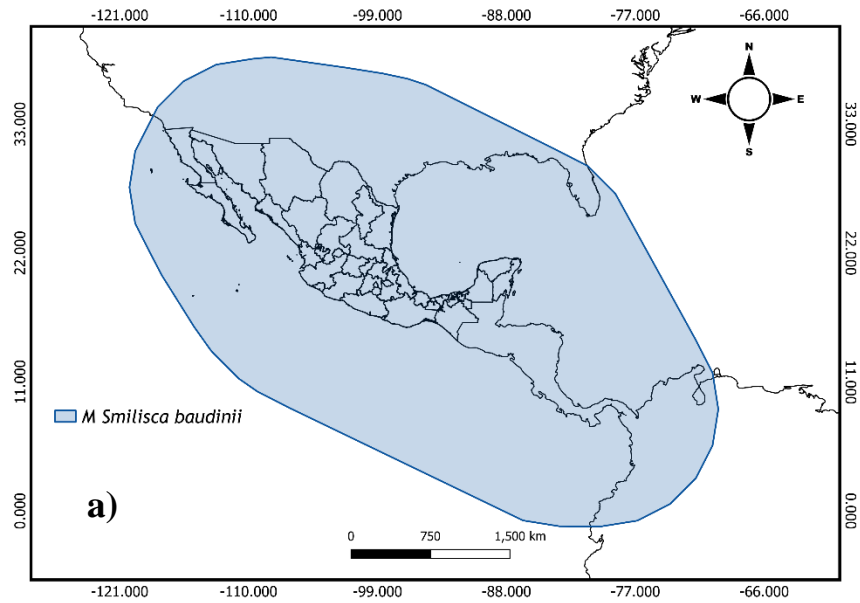


**Cuadro 2.** Resultados de la evaluación de cada réplica del modelo final seleccionado. En naranja se muestra la réplica seleccionada

Replica	pROC	SD	pvalue-pROC
0	1.582701	0.09	0
1	1.519591	0.11	0
2	1.600916	0.1	0
3	1.593218	0.1	0
4	1.59856	0.09	0
5	1.590959	0.09	0
6	1.607276	0.09	0
7	1.57521	0.1	0
8	1.570638	0.1	0
9	1.570355	0.11	0



- *Smilisca baudinii*

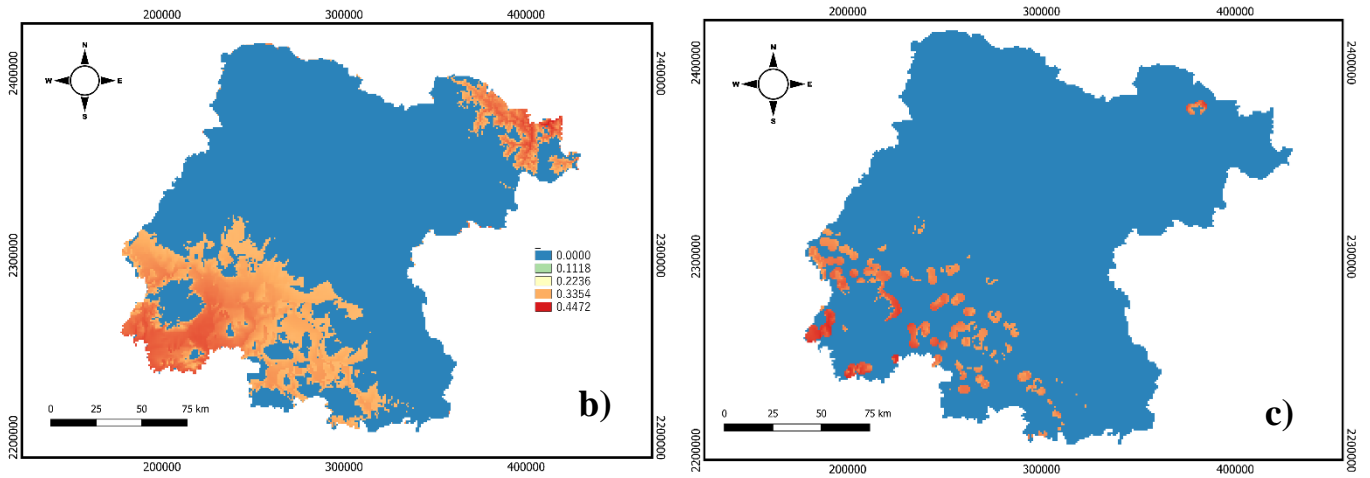


**Cuadro 1.** Evaluación final realizada al modelo seleccionado

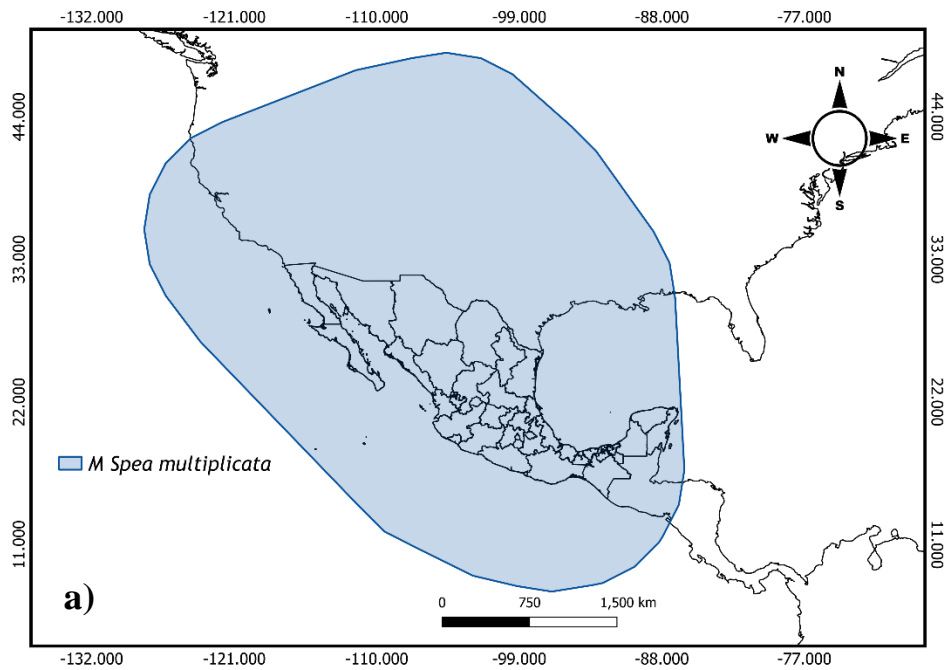
Relación media AUC	pvalue-pROC	OR
1.4889	0	0.1228

**Cuadro 2.** Resultados de la evaluación de cada réplica del modelo final seleccionado. En naranja se muestra la réplica seleccionada

Replica	pROC	SD	pvalue-pROC
0	1.684969	0.02	0
1	1.679065	0.02	0
2	1.683607	0.02	0
3	1.679517	0.02	0
4	1.682633	0.02	0
5	1.682679	0.02	0
6	1.684689	0.02	0
7	1.678349	0.02	0
8	1.684342	0.02	0
9	1.684895	0.02	0



- *Spea multiplicata*



**Cuadro 1.** Evaluación final realizada al modelo seleccionado

Relación media AUC	pvalue-pROC	OR
1.577	0	0.114

**Cuadro 2.** Resultados de la evaluación de cada réplica del modelo final seleccionado. En naranja se muestra la réplica seleccionada

Replica	pROC	SD	pvalue-pROC
0	1.795552	0.02	0
1	1.7877	0.02	0
2	1.7858	0.02	0
3	1.792372	0.02	0
4	1.79093	0.02	0
5	1.790688	0.02	0
6	1.783833	0.02	0
7	1.788306	0.02	0
8	1.793588	0.02	0
9	1.797535	0.02	0

