



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

**PRIORIDADES DE CONSERVACIÓN PARA *ROMEROLAGUS
DIAZI* CON BASE EN MODELOS DE DISTRIBUCIÓN DE
ESPECIES INCLUYENDO INTERACCIONES BIÓTICAS**

TESIS

**QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:
MAESTRO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS**

**PRESENTA:
LUIS JOSÉ AGUIRRE LÓPEZ**

**TUTORA PRINCIPAL:
DRA. TANIA ESCALANTE ESPINOSA
FACULTAD DE CIENCIAS, UNAM**

**COMITÉ TUTOR:
DR. JORGE IGNACIO SERVÍN MARTÍNEZ
DEPARTAMENTO EL HOMBRE Y SU AMBIENTE, UAM-X
DR. ENRIQUE MARTÍNEZ MEYER
INSTITUTO DE BIOLOGÍA, UNAM**

CD. MX.

ENERO, 2020



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.



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

**PRIORIDADES DE CONSERVACIÓN PARA *ROMEROLAGUS
DIAZI* CON BASE EN MODELOS DE DISTRIBUCIÓN DE
ESPECIES INCLUYENDO INTERACCIONES BIÓTICAS**

TESIS

**QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:
MAESTRO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS**

**PRESENTA:
LUIS JOSÉ AGUIRRE LÓPEZ**

**TUTORA PRINCIPAL:
DRA. TANIA ESCALANTE ESPINOSA
FACULTAD DE CIENCIAS, UNAM**

**COMITÉ TUTOR:
DR. JORGE IGNACIO SERVÍN MARTÍNEZ
DEPARTAMENTO EL HOMBRE Y SU AMBIENTE, UAM-X
DR. ENRIQUE MARTÍNEZ MEYER
INSTITUTO DE BIOLOGÍA, UNAM**

MÉXICO, CD. MX.

ENERO, 2020

COORDINACIÓN DEL POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

FACULTAD DE CIENCIAS

OFICIO FCIE/DAIP/006/2020

ASUNTO: Oficio de Jurado

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

Me permito informar a usted que en la reunión ordinaria del Subcomité de Ecología y Manejo Integral de Ecosistemas y Biología Evolutiva y Sistemática del Posgrado en Ciencias Biológicas, celebrada el día 4 de noviembre de 2019 se aprobó el siguiente jurado para el examen de grado de **MAESTRO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS** en el campo de conocimiento de **Ecología** del estudiante **AGUIRRE LÓPEZ LUIS JOSÉ** con número de cuenta **518490283** con la tesis titulada "**Prioridades de conservación para *Romerolagus diazi* con base en modelos de distribución de especies incluyendo interacciones bióticas**", realizada bajo la dirección de la **DRA. TANIA ESCALANTE ESPINOSA**, quedando integrado de la siguiente manera:

Presidente:	DRA. LIVIA SOCORRO LEÓN PANIAGUA
Vocal:	DRA. VERÓNICA FARIÁS GONZÁLEZ
Secretario:	DR. JORGE IGNACIO SERVÍN MARTÍNEZ
Suplente:	DR. JULIÁN ANDRÉS VELASCO VINASCO
Suplente:	DRA. CLAUDIA BALLESTEROS BARRERA

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

ATENTAMENTE
"POR MI RAZA HABLARA EL ESPÍRITU"
Ciudad Universitaria, Cd. Mx., a 6 de enero de 2020

COORDINADOR DEL PROGRAMA


DR. ADOLFO GERARDO NAVARRO SIGÜENZA

AGNS/MMVA/ASR/grf*



AGRADECIMIENTOS INSTITUCIONALES

Agradezco al Posgrado en Ciencias Biológicas de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM) por permitirme mejorar mis conocimientos.

Agradezco al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) (CVU: 854680) por el apoyo económico recibido durante mis estudios de Maestría.

Investigación realizada gracias al Programa de Apoyo a Proyectos de Investigación e Innovación Tecnológica (PAPIIT) de la UNAM <<Proyecto número IN217717>>. Agradezco a la DGAPA-UNAM la beca recibida.

Agradezco a la Administración del Parque Nacional Iztaccíhuatl-Popocatepetl y a sus guardaparques por todas las facilidades brindadas durante el proceso de investigación.

Agradezco a la Dra. Tania Escalante Espinosa, que, como Tutora Principal, me supo guiar en el desarrollo de esta tesis y participó siempre en mi formación académica. Agradezco al Dr. Jorge Ignacio Servín Martínez y al Dr. Enrique Martínez Meyer, que, como miembros del Comité Tutor, apoyaron con su conocimiento experto el progreso de este trabajo.

AGRADECIMIENTOS PERSONALES

A mi familia que, en la distancia y sin vernos, siguieron fomentando mi entusiasmo por la investigación y apoyando mis decisiones.

A mi abuela materna, María Luisa, que me crio cuando era un bebé y plantó la semilla de la constancia en mí.

A mi abuelo materno Alfredo, que en paz descansa, por enseñarme a leer en su regazo e inculcarme muchos de los valores que me llevaron hasta aquí.

A mi madre, Sandra, que no sin sufrimiento, apoyó cada paso que di en mi formación, desde las tareas en primaria hasta el día de hoy, donde el soporte emocional es fundamental.

A mi padre, Fernando, que mucho de su trabajo duro posibilitó que llegara hasta aquí.

A mi hermano, Alejandro, que cada palabra suya me daba la alegría necesaria para no decaer.

A mi familia paterna, en especial a mi madrina Raquelina, mi abuela Raquel y mi abuelo Saturnino, que en paz descansa, porque siempre se mantuvieron preocupados por mi progreso.

A Tania Escalante, que fue tutora y amiga, apoyó mi desempeño académico y también, mi desempeño personal. Le agradezco su esfuerzo y su preocupación por mis avances, así como mi integración en su laboratorio que se convirtió en mi segunda casa. También debo agradecer que me empujó a seguir mi formación académica y entrar en el mundo de la investigación. También agradezco a Lalo, por los momentos compartidos y sus valiosas nociones de historia.

Al Posgrado en Ciencias Biológicas y a todos y cada uno de los docentes que me impartieron materias y ampliaron mi conocimiento.

A Jorge Servín, que me abrió las puertas de su casa y apoyó mi investigación, mediante herramientas materiales y herramientas teóricas. Aprecio sus valiosos consejos.

A Enrique Martínez Meyer, que aportó sugerencias y comentarios muy útiles para la finalización de este trabajo.

A mis compañeros y excompañeros de laboratorio, Carolina, Leslie, Ana, Willie, Elkin, Benito, Evelin, Joselin, Kevin y Jorge que, desde sus diferentes posiciones, me integraron y ayudaron en todo lo posible. En especial a Carolina que colaboró activamente en el desarrollo de esta tesis con un desempeño sobresaliente.

A Gibran, Shary, su mamá Rocío y Raúl, porque siempre me abrieron las puertas de su hogar y me consideraron familia.

A la Universidad Nacional Autónoma de México, que me abrió las puertas de México por dos veces y me permitió desempeñar mi vocación.

A la Facultad de Ciencias, entidad de adscripción, que superó holgadamente mis expectativas.

A los integrantes de mi jurado, Jorge Servín, Livia León, Verónica Farías, Julián Velasco y Claudia Ballesteros, por sus invaluable comentarios.

A los guardaparques del Parque Nacional Izta-Popo y en especial a Gastón, Horacio, Lupe y Sergio por todo el tiempo que compartimos, que fue mucho y enriquecedor.

A la administración del parque, en especial a Daniel Sánchez, por facilitarme el cumplimiento de este proyecto y ayudarme con los trámites necesarios.

A México, por acogerme y permitirme conocer su enorme riqueza cultural.

A los mexicanos y mexicanas, porque ellos y ellas son el país que me dio esta oportunidad.

Dedicada a todos los que creyeron en mi trabajo.

ÍNDICE

RESUMEN.....	1
ABSTRACT.....	2
1. INTRODUCCIÓN	3
1.1 El zacatuche.....	3
1.2 Factores abióticos y bióticos.....	4
1.3 Teoría del nicho ecológico	6
1.4 Modelos de distribución de especies como herramienta de conservación	8
1.5 Interacciones bióticas	11
2. OBJETIVOS.....	14
2.1 Objetivo general	14
2.2 Objetivos específicos.....	14
3. HIPÓTESIS	15
4. MATERIALES Y MÉTODOS	16
4.1 Área de estudio	16
4.2 Diseño experimental en campo.....	17
4.3 Modelos de distribución de especies a macroescala.....	19
4.3.a. Recolección de datos.....	19
4.3.b. Modelado y validación.....	20
4.4 Modelos de distribución de especies a microescala	22
4.4.a. Recolección de datos.....	22

4.4.b. Obtención de capas ambientales.	22
4.4.c. Funcionamiento de los modelos.	28
4.4.d. Conversión a modelo binario.	31
4.4.e. Obtención de polígonos para conservación.	32
5. RESULTADOS	33
5.1 Modelo de distribución a macro-escala	33
5.2 Registros	36
5.3 Perfiles de vegetación y caracterización.....	39
5.4 Capas ambientales obtenidas	45
5.5 Modelos de distribución a micro-escala	48
5.5.a. Modelo de idoneidad para cánidos.....	48
5.5.b. Modelo de idoneidad para vacas.....	49
5.5.c. Modelo de idoneidad y distribución para teporingo con datos propios	51
5.5.d. Modelo de idoneidad y distribución para teporingo con datos mixtos	54
5.5.e. Modelo de idoneidad y distribución para teporingo con predictores bióticos y datos propios	57
5.5.f. Modelo de idoneidad y distribución para teporingo con predictores bióticos y datos mixtos	61
5.5.g. Modelo de distribución final.	64
5.5.h. Modelo de distribución reducido a un área de mayor idoneidad.	65
5.5.i. Propuesta de polígonos para conservación.....	68
6. DISCUSIÓN.....	72

6.1	El método.....	73
6.2	Distribución potencial del zacatuche, conservación y perspectivas de futuro	74
7.	CONCLUSIONES	77
8.	LITERATURA CITADA.....	79
9.	ANEXOS.....	95
9.1	Modelos de distribución para teporingo por fecha y umbral.....	95
9.2	Modelos de distribución potencial para cánidos y vacas.....	101

RESUMEN

El zacatuche, teporingo o conejo de los volcanes (*Romerolagus diazi* [Leporidae]) es uno de los lagomorfos más amenazados, siendo endémico del este de la Faja Volcánica Transmexicana. Diferentes factores amenazan con restringir aún más su distribución geográfica, que está focalizada en los volcanes Pelado, Tláloc, Iztaccíhuatl y Popocatepetl. El objetivo de este estudio fue proponer áreas prioritarias para su conservación dentro del Parque Nacional Iztaccíhuatl-Popocatepetl con base en modelos de distribución de especies y la inclusión como variables predictoras los modelos de idoneidad de especies que interactúan con este conejo. Los predictores ambientales utilizados para modelar la idoneidad para el zacatuche en el área se obtuvieron de un sensor remoto y de información topográfica, ambos de libre acceso. Los datos de presencia del zacatuche se recolectaron mediante diferentes técnicas de muestreo en campo y a través de bases de datos de acceso público y privado. El desempeño de los modelos se ajustó mediante la evaluación de diferentes conjuntos de variables y datos para amplificar la certeza de los resultados. Como resultado principal, se obtuvo un área de mayor idoneidad con la vegetación relacionada y se propusieron unos polígonos de conservación para el zacatuche dentro del Parque Nacional. Finalmente, se discute sobre la metodología utilizada y la implicación para la conservación de estos resultados. Este trabajo representa una contribución a la conservación del zacatuche y una herramienta teórico-práctica para su aprovechamiento por el Parque Nacional Iztaccíhuatl-Popocatepetl.

ABSTRACT

The *zacatuche*, *teporingo* or volcano rabbit (*Romerolagus diazi* [Leporidae]) is one of the most threatened lagomorphs, being endemic from the east of the Transmexican Volcanic Belt. Different factors threaten to restrict its geographical distribution, which is focused on the Pelado, Tláloc, Iztaccíhuatl and Popocatepetl volcanoes. The aim of this study was to propose priority areas for its conservation within the Iztaccíhuatl-Popocatepetl National Park based on species distribution models including as predictor variables the suitability models of species that interact with this rabbit. The environmental predictors used to model the suitability for the volcano rabbit in the area were obtained from both open-access remote sensor and topographic information. The volcano rabbit presence data were collected through different field sampling techniques and public and private access databases. The performance of the models was adjusted by the evaluation of different sets of variables and data to amplify the certainty of the results. As a main result, we obtained an area of greater suitability with related vegetation and we proposed conservation polygons for the volcano rabbit within the National Park. Finally, we discussed the methodology and the implication for the conservation of these results. This work represents a contribution to the conservation of volcano rabbit and a theoretical and practical tool for its use by the Iztaccíhuatl-Popocatepetl National Park.

1. INTRODUCCIÓN

1.1 El zacatuche

El conejo de los volcanes (*Romerolagus diazi*), teporingo o zacatuche, como se le conoce comúnmente, es una especie endémica del centro de la Faja Volcánica Transmexicana (Barrera, 1966) y catalogada por la NOM-059-SEMARNAT-2010 (SEMARNAT, 2010) como especie en peligro de extinción. Este estatus viene dado, en parte, por su distribución geográfica restringida y poblaciones aisladas, ocupando parcialmente los estados de Puebla, Estado de México, Morelos y la Ciudad de México; con una extensión total aproximada de 385.5 km² (Velázquez, Romero y León, 1996). Además, constituye un género monoespecífico y ancestral, con unas características taxonómicas, anatómicas y biogeográficas similares a las de los géneros *Pentalagus* y *Pronolagus*, originarios de Japón y Sudáfrica, respectivamente (Hoffman, Cervantes y Morales-Malacara, 1994).

Existe una presión de origen humano, donde la tala ilegal, la caza furtiva, la agricultura y la expansión de propiedades privadas y turísticas amenazan con modificar, fragmentar o destruir el hábitat del que es dependiente el teporingo, es decir, una densa cobertura de zacatonal (tipo de vegetación constituido principalmente por las especies de la familia Poaceae: *Muhlenbergia macroura*, *Festuca rosei*, *Festuca amplissima* y *Stipa ichu*) en los bosques de coníferas y praderas alpinas también con abundante zacatón, dentro de un rango altitudinal de 2500-4250 m (Fa y Bell, 1990).

El zacatuche es una especie gregaria, constituyendo grupos de 2-5 individuos, aunque la composición de estos, por edad o sexo, es desconocida; además, no existen investigaciones enfocadas a determinar su ámbito hogareño o su capacidad para dispersarse (Rizo-Aguilar *et al.*, 2014). Galindo-Leal y Velázquez (1996) sugieren una capacidad de dispersión baja, en comparación con otros lagomorfos. Cervantes y Martínez-Vázquez (1996), en su capítulo

Historia natural del conejo zacatuche o teporingo (Romerolagus diazi) perteneciente al libro *Ecología y conservación del conejo zacatuche y su hábitat* (Velázquez, Romero y López-Paniagua, 1996), señalan un ámbito hogareño de 2,500 m², derivado de sus investigaciones de campo.

En cuanto a la reproducción, el periodo de gestación señalado por Cervantes (1982) asciende a 39 días, mayor que *Sylvilagus* sp. (27-30 días). Mientras que el tamaño de camada es menor a *Sylvilagus* sp.; el zacatuche tiene en promedio 2.1 gazapos y los *Sylvilagus* sp. llegan a más de 5 gazapos (Cervantes, 1982).

Por todos estos motivos, su importancia taxonómica y su especificidad de hábitat, esta especie de lagomorfo es objeto de conservación prioritario. Además, la rareza de su distribución geográfica afecta notoriamente a su vulnerabilidad (Lawler *et al.*, 2003), es decir, si desapareciese la especie en el área de distribución conocida, no existe otro lugar en el planeta donde encontrarla.

1.2 Factores abióticos y bióticos

La mejor manera de establecer estrategias óptimas para conservar una especie en peligro, habitualmente, es la conservación del hábitat en su distribución geográfica original. Conviene recordar que el concepto “hábitat” ha sido ampliamente criticado por su vaguedad de significado (Mitchell y Powell, 2003; Mitchell, 2005) y comúnmente, su uso implica un entorno físico. En adelante, los términos utilizados para referirse al espacio que ocupa una o varias especies, a escala local dentro de su distribución total, será el de *punto*, *lugar* o *localidad*, pues se integran en él las relaciones establecidas entre diferentes individuos y poblaciones de una comunidad, considerando esto como ensamble funcional (Halffter y Moreno, 2005). Además, es posible diferenciar dos elementos fundamentales para el equilibrio ecológico y funcional de un ecosistema y la limitante de las distribuciones

geográficas de las poblaciones que conforman su biodiversidad: los factores abióticos y bióticos.

En primer lugar, conviene definir con exactitud estos dos términos. Un factor abiótico representa una magnitud de carácter físico y/o químico, medible y que delimita de cierta forma la distribución geográfica conocida y potencial de una o un conjunto de especies, acotando su expansión territorial. Por ejemplo, entran dentro de este grupo la temperatura, la humedad o la altitud. Por otro lado, el factor biótico es una relación o interacción establecida entre dos o más entes biológicos (incluyendo en este caso a las partículas virales), que influye de manera positiva o negativa en la distribución y expansión territorial de una o un conjunto de especies. Por ejemplo, las estructuras vegetales que sirven de alimento o refugio al zacatuche o los carnívoros que lo depredan. La dificultad de medir los factores bióticos explica su falta de integración cuando se proponen estrategias de conservación utilizando modelos de distribución.

Los individuos de una especie se enfrentan, por tanto, a situaciones de estrés abiótico y biótico originados por los factores anteriormente descritos que pueden influir en su distribución geográfica. Si tras un incendio forestal desaparece el zacatonal, el zacatuche se enfrenta a un estrés biótico al no encontrar refugio, limitando su distribución e incluso, afectando a su biología. Por otro lado, los depredadores ocasionan continuamente estrés a sus presas. Por tanto, es rigurosamente necesario incluir, siempre que sea posible, ambos factores a la hora de generar modelos de distribución, como herramienta para la conservación.

En particular, la depredación constituye una interacción biótica que puede tener consecuencias serias en las poblaciones de presas (Nilsson, 2001). La alteración de un ecosistema puede provocar que el equilibrio depredador-presa se rompa, pudiendo afectar negativamente a las poblaciones de presas (Sih, Englund y Wooster, 1998; Gervasi *et al.*, 2012).

Como el zacatuche tiene parches poblacionales aislados, una distribución restringida y fuertes presiones antropogénicas, se puede deducir que la depredación podría tener consecuencias negativas en sus poblaciones y constituir una amenaza más para la supervivencia de este lagomorfo único (Uriostegui-Velarde *et al.*, 2015).

En el trabajo de Uriostegui-Velarde *et al.* (2015), donde se revela la preferencia de presas para el lince (*Lynx rufus*) y el coyote (*Canis latrans*), se obtuvo como resultado que los lagomorfos son las presas preferidas por estos depredadores, lo que indica dos de los depredadores más importantes del zacatuche.

1.3 Teoría del nicho ecológico

Hutchinson (1957) definió el nicho ecológico como un hipervolumen de n dimensiones, donde cada una de estas dimensiones representa la respuesta de una especie a la variación de una determinada variable, como la altitud o el tipo de alimento. En ese momento, no se hizo la diferencia entre variables bióticas y escenopoéticas, aunque en años posteriores sí se comprendió su importancia (Hutchinson, 1978 en Soberón, 2007).

Cuando se modela la distribución geográfica de un determinado taxón mediante la base teórica del nicho ecológico, es importante definir qué concepto o conceptos de nicho ecológico se utilizan. Principalmente, podemos aislar dos tipos de nicho que han sido usados por investigadores para predecir distribuciones geográficas: el *ambiental* y el *ecológico* (Guisan y Zimmermann, 2000; Peterson, 2006).

El nicho ambiental está más relacionado con el concepto de hábitat, mientras que un nicho ecológico incluye las relaciones que se forjan entre un taxón y su medio. Dentro de este último grupo, son conocidos los dos conceptos de nicho ecológico más importantes: el nicho *grinnelliano* y el nicho *eltoniano*. La primera clase se puede definir por variables fundamentalmente no interactivas (escenopoéticas) (James *et al.*, 1984; Austin y Smith, 1989;

Austin, 2002) y condiciones ambientales, importantes para predecir la ecología geográfica a escalas gruesas (Grinnell, 1917; Whittaker, Levin y Root., 1973; James *et al.*, 1984; Jackson y Overpeck, 2000; Peterson, 2003). La segunda clase prioriza más las interacciones bióticas y las variables biodinámicas (dinámicas entre recursos y consumidores), considerándose útil a escalas finas o locales (Elton, 1927; MacArthur, 1968; Vandermeer, 1972; Leibold, 1996). Aunque ambas clases de nicho ecológico encajan en la definición de Hutchinson (1957), la clase más utilizada es la primera, por definirse con variables escenopoéticas con mayor facilidad para ser medidas y con una base de datos más amplia.

Cuando se habla de nicho ecológico, también se realiza una distinción entre nicho *fundamental* y nicho *realizado*. El primero comprende las condiciones ambientales que permite que una población tenga tasas de crecimiento positivas en ausencia de interacciones negativas o enfermedades (Hutchinson, 1957; Chase y Leibold, 2003). El segundo proviene de reducir el primero debido a factores dinámicos. Es decir, el espacio que puede ocupar el zacatuche está determinado por condiciones ambientales y factores dinámicos. Bruno, Stachowicz y Bertness (2003) exponen que el nicho realizado de una especie tiende a reducirse cuando aparecen interacciones negativas como la competencia o la depredación; por contraposición, el nicho realizado se expande, incluso sobrepasando el nicho fundamental, en presencia de factores bióticos positivos, como la facilitación (Fig.1).

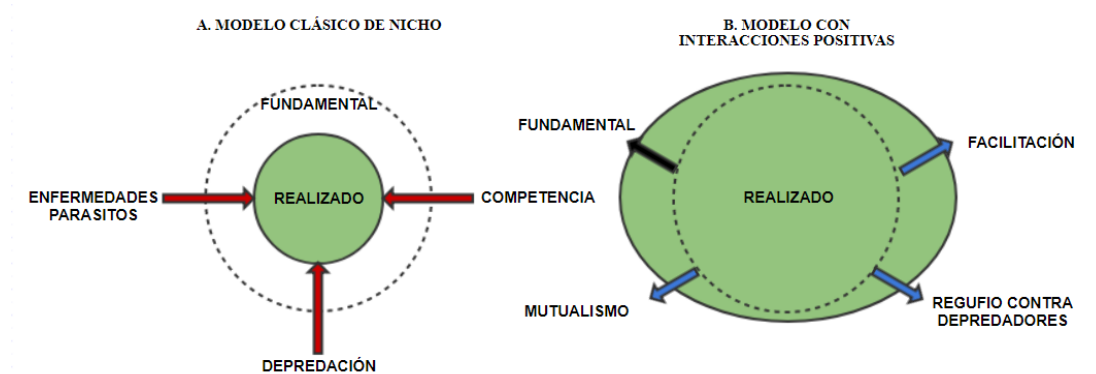


Figura 1. Concepto de nicho incluyendo interacciones positivas. Modificado de Bruno *et al.* (2003).

En este trabajo se emplea el nicho eltoniano como base conceptual, pues las variables de tipo biótico, las interacciones y las dinámicas biológicas dentro de una localidad son esenciales para establecer una correcta estrategia de conservación y deben ser comprendidas, sobre todo, en casos de especies endémicas con una distribución restringida.

1.4 Modelos de distribución de especies como herramienta de conservación

El uso de métodos correlativos con puntos de presencia de un taxón y variables ambientales asociadas permite crear mapas, que admiten diferentes interpretaciones, como distribuciones potenciales o actuales del taxón (Soberón, Osorio-Olvera y Peterson, 2017). Por lo tanto, es importante conocer la diferencia conceptual que existe entre modelación de nicho ecológico (ENM por sus siglas en inglés) y modelación de áreas de distribución (SDM por sus siglas en inglés). Para la comprensión de esta desemejanza, utilizamos la *dualidad de Hutchinson* (Colwell y Rangel, 2009), que fue propuesta por el mismo Hutchinson en 1957, quien hipotetizó acerca de las relaciones entre el espacio geográfico y el espacio ambiental, donde se enmarcaría el nicho ecológico.

Cada punto del espacio geográfico tiene su homólogo único en el espacio ambiental; pero en el sentido inverso, esta relación no es necesariamente cierta, ya que pueden existir dos localidades con idénticas condiciones ambientales (Soberón *et al.*, 2017).

La distribución geográfica de un taxón, ya sea potencial o actual, depende de su nicho ecológico fundamental, pero también de otros factores como las interacciones bióticas o la posibilidad o no de dispersión. Esto queda explicado con suficiente claridad en el *diagrama BAM* (Soberón y Peterson, 2005).

ESPACIO GEOGRÁFICO (G)

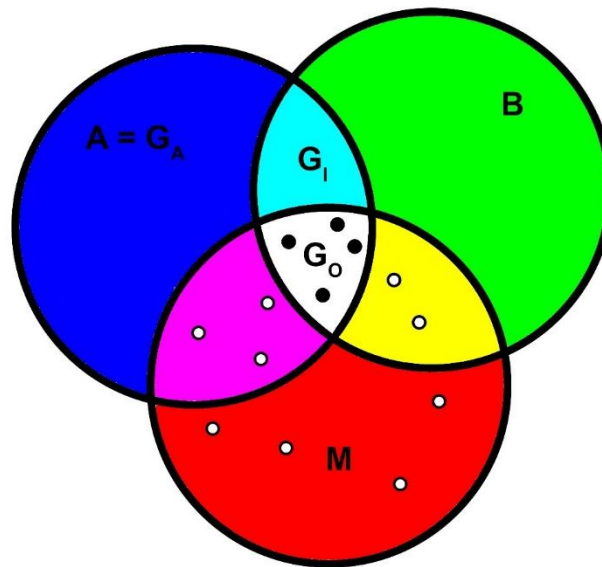


Figura 2. Diagrama BAM con los colores primarios y sus respectivas síntesis aditivas. Modificado de Soberón *et al.* (2017). B= condiciones bióticas favorables para el taxón; A=condiciones abióticas necesarias para el taxón; M=área accesible para el taxón; G_I=área invadible y G_O=área ocupada por el taxón. Los puntos blancos son poblaciones sumidero y los puntos negros son registros de poblaciones fuente.

En la Figura 2, se observa que el color verde se corresponde con las condiciones bióticas necesarias o favorables para el taxón (B), mientras que el color azul representa las condiciones abióticas (A). La síntesis aditiva de estos dos colores, es decir, la intersección entre ambas condiciones, resulta en el área invadible por el taxón (G_I), representada por el color cian. El color rojo está relacionado con el área accesible a la dispersión (M). La adicción de los tres colores primarios da como resultado el color blanco, en este caso, G_O o el área ocupada por el taxón.

En el diagrama también se observan puntos rellenos y puntos con fondo blanco. Según Soberón y Peterson (2005), los puntos rellenos corresponden con registros de poblaciones *fuentes*, mientras que los puntos con fondo blanco son poblaciones *sumidero*, es decir, existe una accesibilidad geográfica para el taxón, pero las condiciones bióticas, las condiciones abióticas o ambas no son adecuadas para el establecimiento efectivo de la población, tendiendo a desaparecer de esa área si las condiciones se mantienen.

Los anteriores conceptos se pueden relacionar con la conservación. Soulé (1985) definió la biología o ecología de la conservación como una disciplina sintética dentro de las ciencias biológicas, es decir, se nutre de diferentes campos de conocimiento y herramientas para conservar especies, comunidades o ecosistemas perturbados. Además, constituye una disciplina de crisis: los especialistas deben tomar decisiones muchas veces sin conocer todos los factores involucrados (Soulé, 1985).

Una de las disciplinas que pueden servir de apoyo a la conservación es la biogeografía, donde el SDM, utilizando el nicho ecológico como base conceptual, es una herramienta útil para responder preguntas relativas a la conservación (Guisan y Thuiller, 2005).

Una vez modelado el nicho ecológico, se necesita proyectarlo al espacio geográfico para obtener una herramienta útil en conservación: la distribución potencial de un taxón. Además del nicho ecológico, existen más factores que deben ser tomados en cuenta a la hora de elaborar un modelo de distribución potencial: procesos de adaptación, existencia de barreras geográficas que limitan la expansión, procesos de especiación, procesos de dispersión, factores bióticos y eventos de extinción (Illoldi-Rangel y Escalante, 2008). Cuando se elabora un modelo de distribución, generalmente se emplean puntos de presencia del taxón a modelar (los puntos que aparecen en la Figura 2) y una o varias capas ambientales con las que se correlacionan, que pueden pertenecer al ambiente abiótico o biótico. A escalas grandes, como en la gran mayoría de los estudios, se utilizan capas ambientales climáticas a escalas que van desde $\approx 1 \text{ km}^2$ (30 arcos segundos) hasta 10 arcominutos. Estas capas generalmente son de dominio público y se obtienen de repositorios en línea como WorldClim (Hijmans *et al.*, 2005; <https://www.worldclim.org>). La información climática que aportan estas capas son interpolaciones de datos obtenidos de estaciones climáticas situadas en diferentes puntos del planeta, exceptuando la Antártida (Hijmans *et al.*, 2005). A escalas grandes, son muy

prácticas y útiles, pero a escalas locales y pequeñas como es el caso de este estudio, no parece que puedan aportar una información con el suficiente detalle.

Los modelos de distribución de especies son representaciones en el espacio geográfico de la idoneidad de un espacio para la presencia de una especie y la idoneidad se puede definir como la relación matemática o estadística entre la distribución real conocida y un conjunto de variables independientes (Mateo, Felicísimo y Muñoz, 2011). Sin embargo, los resultados de MaxEnt, que fue el algoritmo de modelado usado en este trabajo, no necesariamente se interpretan como modelos de distribución, ya que no produce estimaciones de la probabilidad de presencia, sino que produce estimaciones de un “índice de idoneidad” (Elith et al., 2011). El valor de umbral permite determinar una distribución potencial o probable de la especie, pero a escalas amplias los resultados no permiten la resolución de problemas ecológicos en la escala de un Parque Nacional. En este trabajo, se propuso relacionar la utilidad de estos modelos con estrategias de conservación adecuadas para el zacatuche. A escala local, incluso dentro de áreas protegidas, se obtuvo información sobre qué zonas son potencialmente más útiles para establecer un manejo exitoso, por ejemplo, acotar un área dentro de un Parque Nacional donde todas las condiciones estudiadas favorezcan el mantenimiento de poblaciones efectivas de zacatuche, en caso de ser necesario.

1.5 Interacciones bióticas

Las interacciones bióticas son todas aquellas relaciones establecidas entre dos o más organismos de una o más especies que afectan positiva, nula o negativamente a uno de ellos, a los dos o a un tercero, de una manera directa o indirecta (Del Val y Boege, 2012).

Aunque es posible ejemplificar las interacciones con dinámicas fácilmente reconocibles como la polinización (interacción planta-animal) o la depredación (interacción animal-animal o animal-planta), estas constituyen un tema amplio y profundo. Darwin (1859) relacionaba la

evolución de las especies con el contacto entre ellas y la lucha por la existencia, la limitación de recursos y el tipo de crecimiento poblacional, lo cual hace referencia a una competencia entre especies.

Una interacción competitiva es aquella donde ambos individuos son afectados de manera negativa simultáneamente, suponiéndoles una limitación en crecimiento y reproducción (Gaxiola y Armesto, 2012). Esta definición puede extrapolarse a la distribución geográfica, convirtiendo a esta interacción en un factor limitante de la expansión de una población y por tanto, de su distribución potencial (*e. g.* Sánchez-Cordero *et al.*, 2008). Adicionalmente, la competencia puede ocurrir entre miembros de la misma especie (intraespecífica) y con otras especies (interespecífica) (Gaxiola y Armesto, 2012). Cuando no existe ningún tipo de competencia interespecífica en el ecosistema (caso muy raro en el medio natural), cobra mayor importancia la competencia intraespecífica.

La competencia también se puede dividir en dos grupos: competencia por explotación y competencia por interferencia. En la primera clase, las poblaciones reducen el monto de recursos compartidos (*e. g.* Brown y Munger, 1985; Armesto y Villagrán, 1987). La interferencia ocurre cuando un organismo participa activamente en la reducción del acceso a determinado recurso (*e. g.* Holway, 1999). En el presente estudio, las vacas podrían estar compitiendo por explotación del monto de recursos compartidos con el zacatuche. El zacatuche vive en zacatonales y las vacas se alimentan de estas plantas, disminuyendo la cantidad y calidad de este recurso. La movilidad de las vacas puede alcanzar los 7 km diarios (Polanía *et al.*, 2013), por lo que constituyen un importante elemento negativo a tomar en consideración.

El número de interacciones puede ser tan grande como el autor incluya. Diversos autores han profundizado en esto mediante el uso de redes complejas de interacciones. Jordano, Vázquez y Bascompte (2009) realizan un análisis profundo creando redes complejas de

interacciones entre diferentes especies de plantas y animales, en las que se observan conductas mutualistas.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo general

Aportar información geográfica clave para la conservación de *Romerolagus diazi*, especie endémica de la Faja Volcánica Transmexicana y con distribución restringida; incluyendo el mayor número de factores posibles, entre ellos, las interacciones bióticas.

2.2 Objetivos específicos

1. Elaborar un catálogo de mamíferos capturados, directa e indirectamente, mediante diversas técnicas de campo, del Parque Nacional Iztaccíhuatl-Popocatepetl.
2. Describir los factores, abióticos y bióticos que se hipotetiza afectan la distribución geográfica del zacatuche, así como su expansión territorial.
3. Realizar un modelo de distribución potencial basado en el nicho ecológico del zacatuche, utilizando para ello los factores derivados del objetivo anterior.
4. Proponer zonas prioritarias para la conservación del zacatuche dentro del Parque Nacional Iztaccíhuatl-Popocatepetl según el modelo de distribución obtenido.

3. HIPÓTESIS

La distribución del zacatuche está afectada por la distribución de otros organismos y por condiciones ambientales que toman relevancia a una escala pequeña, como la topografía, la humedad o la temperatura superficial terrestre.

La vaca cimarrona (*Bos primigenius taurus*) tiene una afectación negativa indirecta en el zacatuche. Se alimentan de zacatón, que es indispensable para el conejo de los volcanes. Por lo tanto, las áreas donde la presencia de ganado cimarrón es amplia, serán de peor calidad para el zacatuche.

La abundancia de depredadores, como perros ferales y coyotes, tiene una relación inversa con el tamaño de las colonias de zacatuche, por tanto, serán un factor limitante para el mantenimiento de poblaciones saludables de zacatuche.

4. MATERIALES Y MÉTODOS

4.1 Área de estudio

El área seleccionada para este trabajo se encuentra dentro del Parque Nacional Iztaccíhuatl-Popocatepetl (PNIP) y en localidades limítrofes a esta Área Natural Protegida (Fig. 3). Las coordenadas medias referidas para este lugar son 19.2362°N, -98.6634°W (CONANP, 2013). La extensión total consta de 39,819.08 ha, abarcando los Estados de Puebla, México y Morelos, siendo los dos primeros los más representados (SEMARNAT, 2013). La población que habita la zona se estima en unos 244 habitantes (INEGI, 2010).

Ahora bien, la ubicación del muestreo dentro de la zona de estudio se encuentra entre el Volcán Popocatepetl y el Volcán Iztaccíhuatl, abarcando aproximadamente 74 km² (Fig. 3).

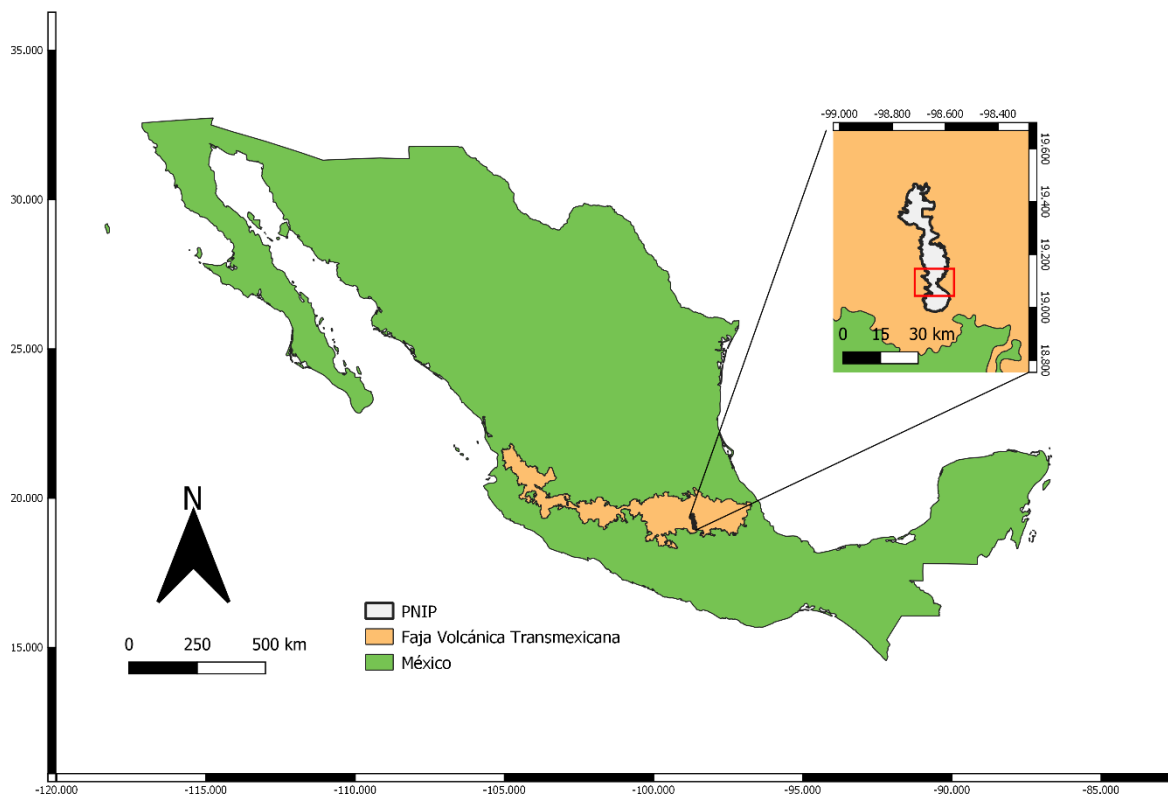


Figura 3. Área de estudio del presente proyecto, ubicada dentro del Parque Nacional Iztaccíhuatl-Popocatepetl, en el centro-este de la Faja Volcánica Transmexicana. El cuadro rojo señala la zona de estudio.

4.2 Diseño experimental en campo

El objetivo del trabajo de campo fue obtener registros de presencia georreferenciados de zacatuche, así como de diferentes mamíferos que pudieran tener una interacción, positiva o negativa, con el zacatuche.

Para registrar especies interactuantes, utilizamos el método de foto-trampeo en tres sesiones de muestreo con diferente esfuerzo (Cuadro 1). Se utilizaron dos modelos de cámara-trampa diferentes: WildView Xtreme 4.0 y Cuddeback 20MP Black Flash. La colocación de las cámaras buscó cubrir la mayor cantidad de área posible de la zona de estudio (Fig. 4), con una separación entre cámaras de 1 kilómetro. Las cámaras se colocaron a aproximadamente 50 centímetros del suelo, con una ligera inclinación hacia abajo. Algunas cámaras Cuddeback se programaron para capturar video.

El trabajo de las cámaras inició en abril de 2018 y finalizó en octubre de 2018 (Cuadro 1).

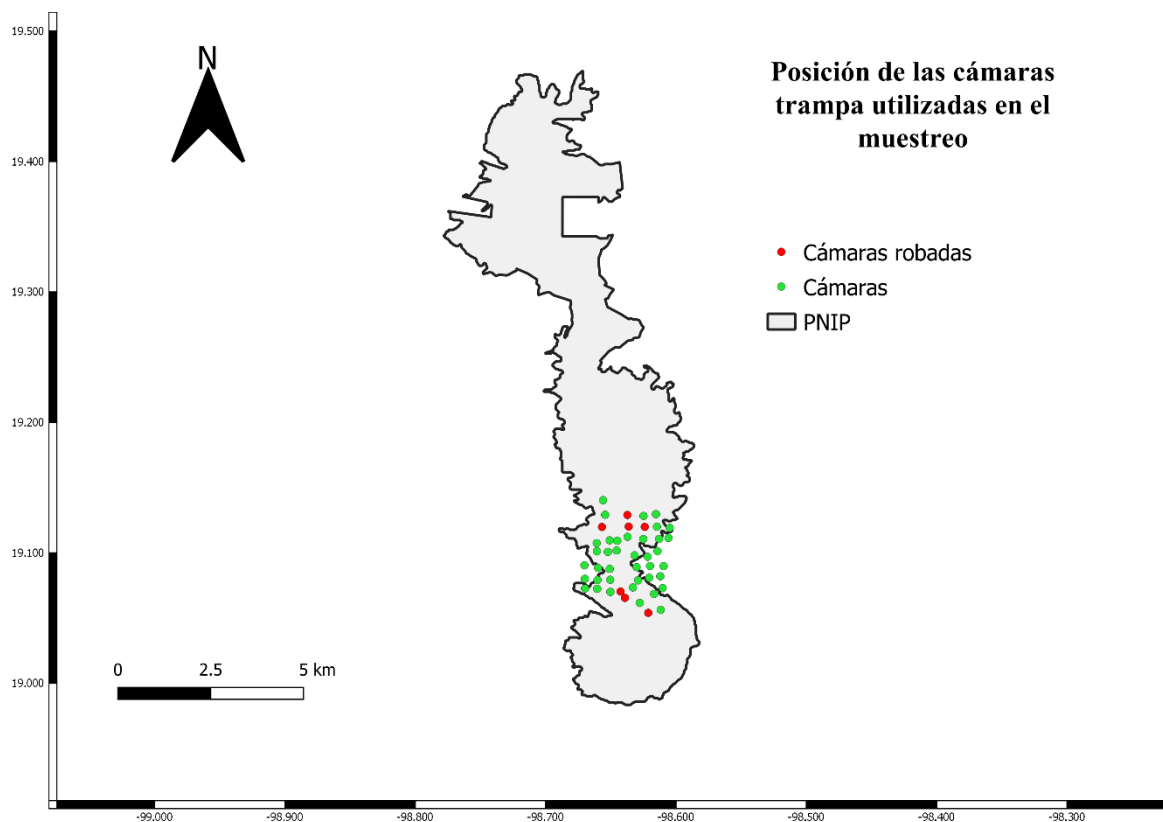


Figura 4. Total de cámaras colocadas en el proyecto. Los puntos verdes son las cámaras recuperadas, mientras que los rojos son cámaras que fueron sustraídas.

Cuadro 1. Relación entre los tres periodos de muestreo con cámara-trampa.

N° cámaras	Inicio	Fin	Días-cámara
15	20/04/2018	11/06/2018	764
16	12/06/2018	22/08/2018	962
8	06/09/2018	29/10/2018	412

El procesado de las imágenes se realizó mediante el software Wild.ID 0.9.28 (TEAM Network, 2017). Las imágenes de video capturadas fueron procesadas manualmente e incluidas en las bases de datos exportadas por el mismo software. En las bases de datos se capturó la siguiente información: nombre del proyecto, identificación de la cámara, coordenadas geográficas, fecha y hora, tipo de foto, nombre del archivo, identificación taxonómica, número de animales, persona que identifica, inicio de trabajo, fin de trabajo, persona que coloca y retira la cámara, modelo e institución encargada.

Con relación al zacatuche, además de las imágenes de cámara donde aparece, se registraron sus presencias mediante observaciones directas y observaciones indirectas. Estas últimas son mayoritarias y se fundamentaron en la detección de letrinas. Los diferentes recorridos se programaron por toda el área de estudio. La identificación de letrinas de zacatuche (Fig. 5) se basó en los siguientes datos:

- *Superficie de la letrina*

La superficie ocupada por la letrina indica la estabilidad de la colonia y, por tanto, la idoneidad de la localidad. Los registros de presencia de letrinas fueron considerados aquellos con una superficie mayor a 20x20 cm aproximadamente.

- *Edades de los excrementos*

Los excrementos se pueden clasificar en frescos y viejos. Los frescos se presentan consistentes y con cierta adherencia, con una coloración con tonalidades más verdesas. Los registros de presencia consideraron aquellas letrinas donde se observa al menos un 20% de excrementos frescos.

- *Tamaño y forma de los excrementos*

El tamaño del excremento permite diferenciar al zacatuche de otros conejos (*Sylvilagus* sp.). Las heces presentan una forma discoidal y uniforme, con un tamaño de 5 a 9 mm (Cervantes y Martínez-Vázquez, 1996).

- *Número de excrementos*

La cantidad de excremento, al igual que la superficie de la letrina, da idea de la estabilidad de la colonia e idoneidad del entorno. Como registro válido se consideraron las letrinas con >10 deposiciones, siempre teniendo en cuenta los puntos anteriores.



Figura 5. Letrina de zacatuche que cumple los requisitos para ser considerada como registro de presencia.

4.3 Modelos de distribución de especies a macroescala

En una etapa previa al estudio, se realizó un modelo a una resolución espacial de ~1 km.

4.3.a. Recolección de datos.

Se descargaron puntos de presencia de *Romerolagus diazi* de la base de datos online *Global Biodiversity Information Facility* (GBIF) (Abraczinskas, 2016; Bucci, 2016; Garner, 2016; Schmidt, 2016; Trombone, 2016; Royal Belgian Institute of Natural Sciences, 2017; Arroyo-Cabrales, 2018a, 2018b; Cano-Reveles, 2018; Ceballos-González, 2018; Cervantes, 2018a y 2018b; Escobar-Ocampo, 2018; Kurta, 2018; León-Paniagua, 2018; López-Vidal, 2018a,

2018b; López-Wilchis, 2018; Magaña-Cota, 2018; Orrell y Hollowell, 2018; Prestridge, 2018; Ramírez-Pulido, 2018; Sánchez-Cordero, 2018; Velázquez-Montes, 2018; Conroy, 2019; Grant y Ferguson, 2019; iNaturalist.org, 2019; McCormack, 2019; Morris, 2019; Natural History Museum, 2019; Slade, 2019; University of Michigan Museum of Zoology, 2019). Posteriormente, se realizó un filtrado donde se eliminaron los registros con una distancia entre ellos menor a 0.008333 grados (~1 km) y aquellos que estaban duplicados. Además, se eliminaron de la base de datos los que no poseían año de recolecta en sus metadatos.

4.3.b. Modelado y validación.

Para un primer modelo, se utilizó a la Faja Volcánica Transmexicana (Morrone, Escalante y Rodríguez-Tapia, 2017) como área accesible de *Romerolagus diazi* (es decir, la parte M del diagrama BAM).

El modelo de idoneidad ambiental fue generado con MaxEnt versión 3.4.1 (Phillips, Anderson y Schapire, 2006), el cual usa el principio de máxima entropía para calcular la distribución más apropiada de la especie estudiada con base en los registros de presencia y variables ambientales (Prieto-Torres y Pinilla-Buitrago, 2017). Se utilizaron para este primer modelo 19 variables bioclimáticas para México (Cuervo-Robayo *et al.*, 2014) en las que se interpolan datos de 1910 hasta 2009. Estas variables se refieren únicamente a la parte A del diagrama BAM (véase Figura 2, pág. 9).

La correlación entre variables afecta a los resultados obtenidos. Por ejemplo, la colinealidad es una correlación lineal entre variables. Cuando una variable posee alta correlación 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).

La colinealidad puede producir resultados inestables porque diferentes muestras aleatorias del mismo conjunto de datos producen diferentes pendientes estimadas, por tanto, la incertidumbre de los modelos aumenta (Júnior y Nóbrega, 2018). Se seleccionaron las variables bioclimáticas no correlacionadas. Para esto, se realizó una matriz de colinealidad y estimación del Factor de Inflación de la Varianza (VIF, por sus siglas en inglés). Un $VIF > 4$ implica multicolinealidad, aunque Montgomery y Peck (1992) sugieren que está correcto un $VIF > 10$. En este trabajo se utilizó un umbral de 10. Cuando $VIF > 10$, se utilizó una reducción por pasos para eliminar una a una las capas ambientales hasta quedar las variables no correlacionadas. Para determinar las variables más relevantes, se usó la prueba Jackknife de MaxEnt.

El porcentaje de registros de presencia para entrenamiento del modelo en MaxEnt fue el 75% ($n = 52$) y el 25% ($n = 17$) restante para probarlo. Se efectuaron diez réplicas, cada una con 1,000 iteraciones, con *random seed* activado. El análisis fue tipo *bootstrap* sin activar *extrapolate* ni *clamping*. Se utilizó el formato de salida tipo *cloglog*. El umbral seleccionado, que posteriormente permite obtener el modelo de distribución geográfica, fue el *10 percentile training presence*.

Cada una de las replicas se evaluó con una prueba de curva ROC-parcial (Receiver Operating Characteristic) (Lobo, Jiménez-Valverde y Real, 2008; Peterson, Papeş y Soberón, 2008) mediante la herramienta NicheToolbox (Osorio-Olvera *et al.*, 2018) y se seleccionó el modelo con mayor valor medio para la proporción de AUC.

Para finalizar, los modelos de distribución seleccionados se importaron a QGIS 3.4.4 (QGIS Development Team, 2019) donde se realizó la conversión a modelo binario y se realizó el análisis espacial.

4.4 Modelos de distribución de especies a microescala

4.4.a. Recolección de datos.

Para modelar la distribución del zacatuche, se utilizaron los datos obtenidos en campo (Véase 4.2, pág.17 y 5.2, pág. 36), datos descargados de GBIF y datos procedentes de la base de datos de mamíferos del proyecto JM055 financiado por CONABIO (Escalante, 2014). Se generaron, por tanto, dos conjuntos de datos: uno de ellos con datos de recolección propia y otro con el conjunto de todos los datos mencionados. En ambos conjuntos de datos se revisaron las localidades y se filtraron los puntos con una resolución espacial mayor a 30 metros. Para modelar a especies que posiblemente afectan al zacatuche (vacas y cánidos), se utilizaron datos de obtención propia. Los datos de presencia de los cánidos fueron la combinación de las presencias de coyote y perros ferales, ya que ambos depredan al teporingo.

4.4.b. Obtención de capas ambientales.

Para obtener capas ambientales a una escala fina se utilizaron imágenes satelitales (de las fechas 7 de noviembre de 2017, 10 de enero de 2018 y 29 de enero de 2019) provenientes de Landsat 8 OLI/TIRS C1 (USGS, 2013a), obtenidas de <https://earthexplorer.usgs.gov/>. Las bandas espectrales que proporcionan los dos sensores de este satélite se muestran en el Cuadro 2, siendo recortados al tamaño del área accesible definido en la sección *Funcionamiento de los modelos*.

Cuadro 2. Bandas espectrales para Landsat 8 con su resolución. Nótese que para la banda 10 y 11, la obtención de información se produce a resoluciones de 100 m; pero el producto que se descarga aparece con resolución de 30 m debido a procesamientos previos de USGS.

Banda	Nombre	Ancho (µm)	Resolución (m)
1	Costera-Aerosoles	0.435 - 0.451	30
2	Azul	0.452 - 0.512	30
3	Verde	0.533 - 0.590	30
4	Rojo	0.636 - 0.673	30
5	Infrarrojo cercano (NIR)	0.851 - 0.879	30

6	Infrarrojo de onda corta 1 (SWIR 1)	1.566 - 1.651	30
7	Infrarrojo de onda corta 2 (SWIR 2)	2.107 - 2.294	30
8	Pancromática	0.503 - 0.676	15
9	Cirrus	1.363 - 1.384	30
10	TIR 1	10.60 - 11.19	100
11	TIR 2	11.50 - 12.51	100

En primer lugar, se realizó una calibración radiométrica (conversión a reflectancia con corrección angular) de las bandas Infrarrojo cercano (NIR), Rojo (R) e Infrarrojo de onda corta 1 (SWIR1) mediante la ecuación (Ariza, 2013; USGS, 2013b):

$$P\lambda = (M_p \times Q_{cal} + A_p) / \sin(\theta_{se})$$

Donde:

$P\lambda$ = valor de reflectancia en el techo de la atmósfera TOA, con corrección por ángulo solar

M_p = factor multiplicativo específico para cada banda. Se obtiene de los metadatos de la imagen (REFLECTANCE_MULT_BAND_X).

Q_{cal} = banda correspondiente

A_p = factor aditivo específico para cada banda. Se obtiene de los metadatos de la imagen (REFLECTANCE_ADD_BAND_X).

$\sin(\theta_{se})$ = ángulo de elevación solar. Se obtiene de los metadatos (SUN_ELEVATION).

En el Cuadro 3 se muestran los valores utilizados en la calibración radiométrica para las bandas 4, 5 y 6 obtenidos de los metadatos de los productos satelitales para cada fecha de estudio.

Cuadro 3. Constantes para calibrar las bandas 4, 5 y 6 de Landsat 8.

$M_{4/5/6}$	$A_{4/5/6}$	$\sin\theta_{se}(7 \text{ noviembre } 2017)$	$\sin\theta_{se}(10 \text{ enero } 2018)$	$\sin\theta_{se}(29 \text{ enero } 2019)$
0.00002	-0.1	49.63161231	42.03277209	44.50363288

El NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*) (Rouse *et al.*, 1973) se calculó para las bandas calibradas anteriormente:

$$\text{NDVI} = \frac{(\text{NIR} - \text{R})}{(\text{NIR} + \text{R})}$$

Donde: NIR y R representan la reflectividad de la banda del infrarrojo cercano y rojo, respectivamente.

Para relacionar los valores de NDVI con un tipo de vegetación determinado, a efectos de aplicación a la conservación, se realizaron en campo seis transectos de 50 metros en diferentes áreas y alturas del PNIP. Se desplegó una cuerda de 50 metros sobre el terreno y se recolectó la vegetación que aparecía bajo la cuerda en intervalos de un metro. La identificación fue realizada *ex situ* por Miguel-Talonia (datos no publicados). Los valores de NDVI utilizados para esta caracterización fueron los obtenidos a partir de las imágenes satelitales del 10 de enero de 2018 con la proyección EPSG: 4326 - WGS84.

Por otro lado, la humedad puede ser medida mediante el Índice de Diferencia de Humedad Normalizado. Se obtiene de la ecuación (USGS, 2013c):

$$\text{NDMI} = \frac{(\text{NIR} - \text{SWIR})}{(\text{NIR} + \text{SWIR})}$$

Donde SWIR representa la reflectividad de la banda Infrarrojo de onda corta. Como en el índice anterior, las bandas fueron calibradas.

Mediante el uso de imágenes satelitales Landsat 8, es posible calcular una estimación de la temperatura superficial del área. Diversos autores (Wang *et al.*, 2015; Avdan y Jovanovska, 2016) proponen algoritmos para obtener esta temperatura. En primer lugar, se calculó el TOA (Top of Atmospheric Spectral Radiance, $L\lambda$) (Barsi *et al.*, 2014) a partir de la banda 10 (TIR1) debido a la gran incertidumbre en los valores de la banda 11 (Wang *et al.*, 2015), mediante la ecuación:

$$L\lambda = M_L \times Q_{\text{cal}} + A_L - O_i$$

Donde:

M_L = factor de reescalamiento multiplicativo para la banda

Q_{cal} = banda 10

A_L = factor de reescalamiento aditivo para la banda

O_i = corrección para la banda.

El valor de O_{10} reportado por Wang *et al.* (2015), con base en los archivos de la USGS (USGS, 2014), para fechas anteriores al 3 de febrero de 2014 es $0.29 \text{ (W}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{sr}^{-1}\cdot\mu\text{m}^{-1})$. Para fechas posteriores, como es este caso, no debe ser incluido ya que los datos descargados ya son procesados incluyendo este valor (Wang *et al.*, 2015).

El segundo paso fue convertir la reflectancia a la temperatura de brillo (*Brightness Temperature, BT*), a través de la siguiente ecuación (USGS, 2013d), que proviene de una aproximación de la función de radiancia de Planck, utilizando las constantes (Cuadro 4) que aparecen en los metadatos del producto:

$$BT = \frac{K_2}{\ln \left[\left(\frac{K_1}{L\lambda} \right) + 1 \right]} - 273.15$$

Donde:

K_1 y K_2 = constante de conversión de la banda

Los diferentes valores incluidos en los metadatos del producto se encuentran representados en el Cuadro 4.

Cuadro 4. Constantes para determinar TOA y BT para la banda 10 de Landsat 8 TIRS.

M_{10}	A_{10}	$K_1 \text{ (W}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{sr}^{-1}\cdot\mu\text{m}^{-1})$	$K_2 \text{ (K)}$
0.0003342	0.1	774.8853	1321.0789

En tercer lugar, se calculó la proporción de vegetación (P_v) (Wang *et al.*, 2015), a partir del rango de NDVI (máximo y mínimo) dependiente del área (Dash *et al.*, 2005) previamente calculado, mediante la ecuación:

$$P_v = \left(\frac{(NDVI - NDVI_s)}{(NDVI_v - NDVI_s)} \right)^2$$

Donde:

$NDVI_s$ = valor mínimo del NDVI

$NDVI_v$ = valor máximo del NDVI

Sobrino y Raissouni (2000) proponen valores de $NDVI_v = 0.5$ y $NDVI_s = 0.2$ para condiciones globales. Para áreas particulares, $NDVI_v$ y $NDVI_s$ pueden ser extraídas del histograma del NDVI (Sobrino *et al.*, 2008). Además, para obtener una P_v consistente, se debe establecer una $P_v=0$ para los píxeles con $NDVI < NDVI_s$ y una $P_v=1$ para los píxeles con $NDVI > NDVI_v$. Para este trabajo, se seleccionaron los valores que corresponden con los valores mínimo y máximo extraídos del histograma del NDVI resultante (Cuadro 5):

Cuadro 5. Valores mínimo y máximo obtenidos del histograma del NDVI utilizados para definir a $NDVI_v$ y $NDVI_s$ y obtener la P_v

7 noviembre 2017		10 enero 2018		29 enero 2019	
$NDVI_s$	$NDVI_v$	$NDVI_s$	$NDVI_v$	$NDVI_s$	$NDVI_v$
-0.764539	0.853812	-0.651501	0.805127	-0.637725	0.854078

El siguiente paso fue calcular la emisividad de la superficie terrestre (LSE, Land Surface Emissivity, ϵ). En el rango de longitud de onda de la banda 10 de Landsat 8, la emisividad puede ser calculada mediante el método simplificado de umbral para el NDVI ($SNDVI^{THM}$) (Sobrino *et al.*, 2008):

$$\epsilon_\lambda = \begin{cases} \epsilon_{s\lambda}, & NDVI < NDVI_s \\ \epsilon_{s\lambda} + (\epsilon_{v\lambda} - \epsilon_{s\lambda}) P_v, & NDVI_s \leq NDVI \leq NDVI_v \\ \epsilon_{v\lambda}, & NDVI > NDVI_v \end{cases}$$

Donde:

ε_v = emisividad de la vegetación

ε_s = emisividad del suelo

Para calcular la emisividad, se utilizaron los valores para condiciones generales propuestos por Sobrino y Raissouni (2000) y se cruzaron con los valores de NDVI. A los valores de NDVI menores a 0, se les asignó una emisividad de 0.991; para los valores de NDVI entre 0 y 0.2, se consideró que la tierra está cubierta por suelo y les corresponde una emisividad de 0.966; los valores comprendidos entre 0.2-0.5 son una mezcla de vegetación y suelo; mientras que valores superiores a 0.5 fueron considerados como cubiertas plenamente vegetales con una emisividad de 0.973 (Wang *et al.*, 2015).

Es decir,

$$\varepsilon_\lambda = \begin{cases} 0.966, & \text{NDVI} < 0.2 \\ 0.966 + (0.973 - 0.966)P_v, & 0.2 \leq \text{NDVI} \leq 0.5 \\ 0.973, & \text{NDVI} > 0.5 \end{cases}$$

Y si $\text{NDVI} < 0$ entonces la emisividad será de 0.991.

El último paso para obtener la temperatura superficial terrestre (LST) se alcanza mediante la ecuación (Stathopoulou y Cartalis, 2007):

$$T_s = \frac{BT}{\left\{1 + \left[\left(\frac{\lambda BT}{\rho}\right) \ln \varepsilon_\lambda\right]\right\}}$$

Donde:

T_s = temperatura superficial terrestre

λ = longitud de onda del resplandor emitido (11.5 $\mu\text{m} = c \text{ m}$)

$\rho = 1.438 \cdot 10^{-2} \text{ m K}$

Otro de los factores que afectan a la distribución geográfica de una especie es la topografía. Para incluir este factor, se descargó el Continuo de Elevación Mexicano 3.0 (CEM 3.0) (INEGI, 2013), a través de

<http://www.beta.inegi.org.mx/app/geo2/elevacionesmex/>, a la misma resolución que las bandas satelitales anteriores (30 m). Finalmente, se recortó el producto al área de la zona accesible. A partir del CEM, se calculó la pendiente; es decir, la inclinación en grados mediante la diferencia en los valores de altitud de un píxel con su contiguo. Todas las capas obtenidas se proyectaron al SRC: EPSG 4326 - WGS84.

4.4.c. Funcionamiento de los modelos.

El área accesible (M) debe ser cuidadosamente configurada porque debe ser informativa de las barreras de dispersión que han restringido la distribución geográfica de las especies (Barve *et al.*, 2011). Por tanto, es altamente recomendable basarse en argumentos y características naturales para delimitar la M. Este estudio está centrado en una Área Natural Protegida, el PNIP, que argumenta su delimitación en diferentes factores naturales como la topografía, la hidrología, el uso actual del suelo, las curvas de nivel, los tipos de vegetación, los ecosistemas, las comunidades vegetales, el grado de conservación y la distribución de especies con alguna categoría de riesgo; anexando además una zona de influencia de 1 km en toda su extensión (CONANP, 2013). Dado el objetivo de proponer áreas prioritarias dentro del PNIP para la conservación del zacatuche, se consideró como área accesible (M) de los modelos el polígono del PNIP con un buffer de 2 km como zona de amortiguamiento. El desarrollo de este estudio precisó de:

(1) La generación de un modelo de idoneidad y un modelo de distribución para el teporingo con variables predictoras derivadas de satélite y topográficas (NDVI, NDMI, LST, CEM y pendiente) para cada una de las fechas con producto satelital descargado (7 de noviembre de 2017, 10 de enero de 2018 y 29 de enero de 2019) donde las localidades fueron de obtención propia.

(2) Un modelo de idoneidad y un modelo de distribución con las mismas características, pero con localidades de obtención mixta.

(3) Finalmente se produjo un modelo de idoneidad para la vaca y otro para los cánidos (coyote y perro feral) en las tres fechas señaladas, que fueron utilizados *a posteriori* como predictores en la obtención de un modelo de idoneidad y un modelo de distribución para el teporingo incluyendo de esta forma las interacciones.

Para cada uno de los anteriores procesos se aplicó la misma metodología detallada a continuación.

La distribución geográfica y la idoneidad ambiental se modelaron utilizando MaxEnt versión 3.4.1 (Phillips *et al.*, 2006). La parametrización del modelo tiene una fuerte influencia en el resultado final y el formato de salida de este resultado tiene implicaciones para su interpretación. Por lo tanto, se utilizó la transformación complementaria log-log (*cloglog* en MaxEnt) como formato de salida, siendo esta una función de enlace de un modelo lineal generalizado de Bernoulli (Fithian *et al.*, 2015). La transformación *cloglog* se deriva de la interpretación de MaxEnt como un proceso de Poisson no homogéneo (IPP), lo que induce a una justificación teórica más robusta que la transformación logística (Phillips *et al.*, 2017). Las características (*features* en MaxEnt) seleccionadas se producen, parafraseando a Elith *et al.* (2011), “*behind the scenes*”, del mismo modo que en la regresión (Elith *et al.*, 2011). La teoría ecológica sugiere que las curvas de respuesta son unimodales para nichos fundamentales (Austin, 2007), por lo que las características cuadráticas (*quadratic features* en MaxEnt) pueden ser más apropiadas (Merow, Smith y Silander Jr., 2013). En cambio, las características lineales (*linear features* en MaxEnt) pueden ser suficientes cuando el nicho de la especie se corta en un lado de la curva unimodal, es decir, no existe en la muestra de fondo (Merow *et al.*, 2013). Para algunos autores, como Radosavljevic y Anderson (2014), el valor del multiplicador de regularización (*regularization multiplier* en MaxEnt) debe ser mayor que el valor por defecto para lograr la complejidad óptima del modelo. Además, es recomendable eliminar capas ambientales o predictores altamente correlacionados debido a que las

características (*features* en MaxEnt) creadas por MaxEnt ya están fuertemente correlacionadas (Merow *et al.*, 2013).

Las posibilidades para parametrizar la generación de un modelo son variadas y complejas. En este trabajo, con el objetivo de tener un criterio único, facilitar la replicación y maximizar la robustez de los modelos resultantes, se utilizó la función *kuenm_cal* del paquete *kuenm* (Cobos *et al.*, 2019) en RStudio versión 1.2.1k (RStudio Team, 2018) para la generación de modelos candidatos, combinando todas las características posibles (29 combinaciones) y los siguientes valores para el multiplicador de regularización: 0.5, 1, 1.5, 2, 2.5, 3, 3.5, 4, 5 y 6. Para la síntesis de estos modelos candidatos, se usaron diferentes combinaciones de variables predictoras: un primer conjunto con todas las capas predictoras, un segundo conjunto solo con las capas que no presentaban colinealidad y un tercer grupo sin capas topográficas. Para los modelos con predictores bióticos, también se incluyó un conjunto con únicamente estas variables bióticas.

Para el segundo conjunto de predictores en cada fecha, se realizó una matriz de colinealidad y estimación del Factor de Inflación de la Varianza (VIF, por sus siglas en inglés). Un $VIF > 4$ implica multicolinealidad, aunque Montgomery y Peck (1992) sugieren que está correcto un $VIF > 10$. En este trabajo se utilizó un umbral de 10. Cuando $VIF > 10$ se utilizó una reducción por pasos para eliminar una a una las variables predictoras hasta quedar las variables no correlacionadas.

En este primer paso de formulación de modelos candidatos, se requieren dos conjuntos de datos: un conjunto con todos los datos y otro conjunto solo con datos de entrenamiento. Más adelante se requiere un conjunto de datos de evaluación. Esta partición de datos se realizó con el paquete *ENMeval* (Muscarella *et al.*, 2014) en RStudio versión 1.2.1k (RStudio Team, 2018) mediante el método *random k-fold*, donde para entrenamiento se seleccionó el 75% de los datos de presencia y para evaluación el 25% restante.

Una vez que se generaron los modelos candidatos, se realizó una evaluación de cada uno mediante la función *kuenm_ceval* del paquete *kuenm* (Cobos *et al.*, 2019) con base en la significancia estadística, dada por la curva ROC parcial (Receiver Operating Characteristic) (Lobo *et al.*, 2008; Peterson *et al.*, 2008); la tasa de omisión (E) y la complejidad del modelo, calculada con el criterio de información de Akaike corregido para tamaños de muestra pequeños (AICc) (Akaike, 1974; Burnham y Anderson, 2002; Warren y Seifert, 2011). En este caso se utilizó una tasa de omisión aceptable de E=10 (Peterson *et al.*, 2008).

El modelo final se realizó con la función *kuenm_mod* en el mismo paquete con 10 réplicas tipo *bootstrap* con un formato de salida *cloglog*. Mediante la función *kuenm_feval* se realizó la evaluación del modelo final utilizando datos independientes, es decir, no utilizados para la calibración del modelo. Esta evaluación final solo fue posible cuando la cantidad de datos así lo permitió. Este conjunto de datos independientes fue seleccionado antes de particionar los puntos de entrenamiento y validación mediante el paquete *ENMeval* (Muscarella *et al.*, 2014) con el método *random k-fold* y se corresponde con el 25% del total de puntos de presencia disponibles. Cada réplica del modelo final seleccionado se evaluó con la prueba de curva ROC parcial por separado mediante la herramienta NicheToolbox (Osorio-Olvera *et al.*, 2018) para seleccionar finalmente el modelo con mayor valor de ROCp.

4.4.d. Conversión a modelo binario.

La conversión de modelo de idoneidad (0-1) a modelo binario (0,1) se realizó mediante el paquete *dismo* (Hijmans *et al.*, 2017) con un umbral E=10 (Peterson *et al.*, 2008). Para establecer las áreas prioritarias para la conservación del zacatuche se realizó la conversión a un modelo de distribución reducido a un área de mayor idoneidad mediante el mismo paquete en RStudio (RStudio Team, 2018) con un umbral E=50.

4.4.e. Obtención de polígonos para conservación.

La síntesis de polígonos propuestos para la conservación del zacatuche se realizó mediante el software QGIS 3.4.4 (QGIS Development Team, 2019) con base en el modelo de distribución reducido a un área de mayor idoneidad (umbral $E=50$) y el mapa de carreteras Google Roads (Google, Inc., s.f.) de Google Maps Layer TMS (*Tile Map Service*) mediante el *plug-in XYZ Tiles* en QGIS 3.4.4 (QGIS Development Team, 2019). Se seleccionaron las áreas de este modelo de distribución que no cruzaran carreteras y tuvieran continuidad. Posteriormente, se fusionaron las áreas seleccionadas y se produjeron cuatro polígonos convexos mínimos (función envolvente convexa de QGIS). Se calculó el área y el perímetro para cada polígono y con el objetivo de caracterizarlos, se extrajeron sus vértices externos con sus respectivas coordenadas.

5. RESULTADOS

5.1 Modelo de distribución a macro-escala

La base de datos, tras la depuración, quedó acotada a 69 registros de presencia de teporingo para toda su distribución geográfica.

En este primer modelo se utilizaron variables bioclimáticas (Cuervo-Robayo *et al.*, 2014), es decir, variables abióticas únicamente (véase pág. 19). Para los registros de presencia, la matriz de colinealidad obtenida está representada en la Figura 6, por lo que las variables no correlacionadas fueron bio02, bio03, bio15, bio18 y bio19 (Cuadro 6).

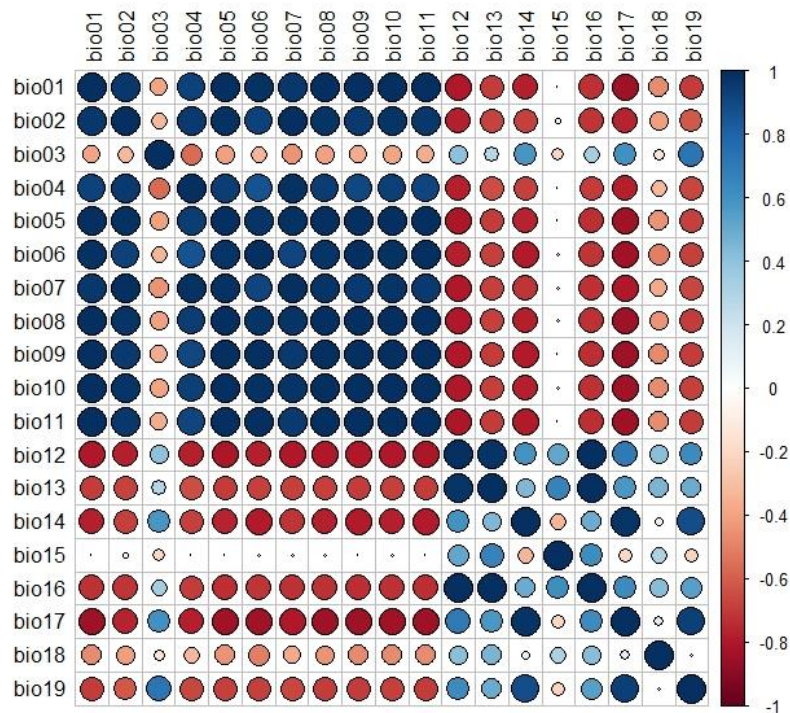


Figura 6. Matriz de colinealidad de las variables bioclimáticas para México con respecto a los registros de presencia.

Cuadro 6. Variables no correlacionadas utilizadas en los dos modelos de distribución de especies con resolución de 30 arcosegundos (aprox. 1 km). VIF = Factor de Inflación de la Varianza.

Variables	Significado	VIF
bio02	Intervalo diurno medio (promedio mensual (temperatura máxima - temperatura mínima))	4.708809
bio03	Isotermalidad (bio02 / bio07) (* 100)	2.312452
bio15	Estacionalidad de la precipitación (coeficiente de variación)	1.172519
bio18	Precipitación del trimestre más cálido	2.642161
bio19	Precipitación del trimestre más frío	5.195977

Se seleccionó el modelo, que tras 500 repeticiones de la prueba de curva ROC-parcial, alcanzó un valor medio para la proporción de AUC de 1.990778, con máximo de 2 y mínimo de 1.98; con una desviación estandar de 0.

La variable ambiental que presentó una mayor ganancia fue bio02, es decir, el promedio mensual de la diferencia entre la temperatura máxima y la temperatura mínima. Esta misma variable provocó una mayor pérdida de ganancia del modelo si era omitida. Podemos entonces inferir que el intervalo diurno medio es la variable ambiental que más implicaciones tiene en la idoneidad ambiental para *Romerolagus diazi*.

Un modelo de distribución geográfica de especies *sensu stricto*, informa sobre donde está y donde no está la especie de estudio. La conversión a mapa binario se realizó con el umbral correspondiente al *10 percentile training presence*, con un valor de umbral de 0.479. Es decir, valores de idoneidad ambiental superiores al umbral, se traducen en presencia. Por el contrario, valores inferiores al umbral serán, por tanto, ausencias (Fig. 7).

La superficie total de la distribución de *Romerolagus diazi* obtenida en este modelo fue de 1654.09 km². Esta área equivale al 1.98% de la superficie total de la FVT.

El PNIP posee una extensión de 398.5 km²; de los cuales 297.51 km² estarían ocupados por el zacatuche, según el primer modelo de distribución; o lo que es lo mismo, un 75% del ANP estaría ocupado por el zacatuche (Fig. 8).

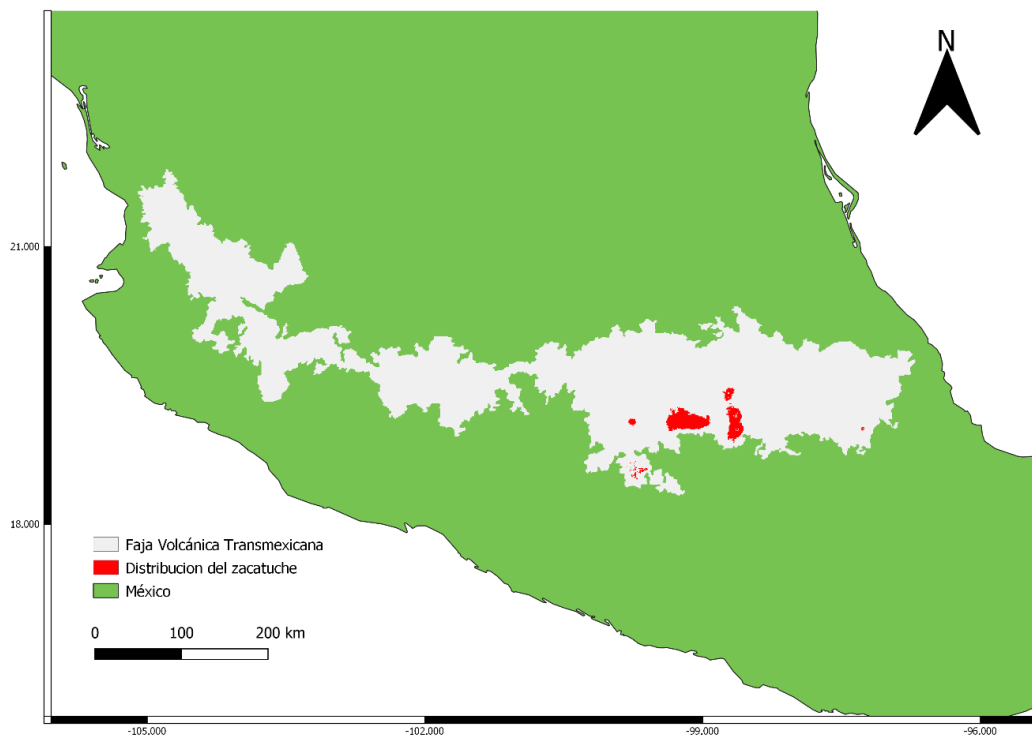


Figura 7. Distribución potencial para *Romerolagus diazi* con la Faja Volcánica Transmexicana como área accesible.

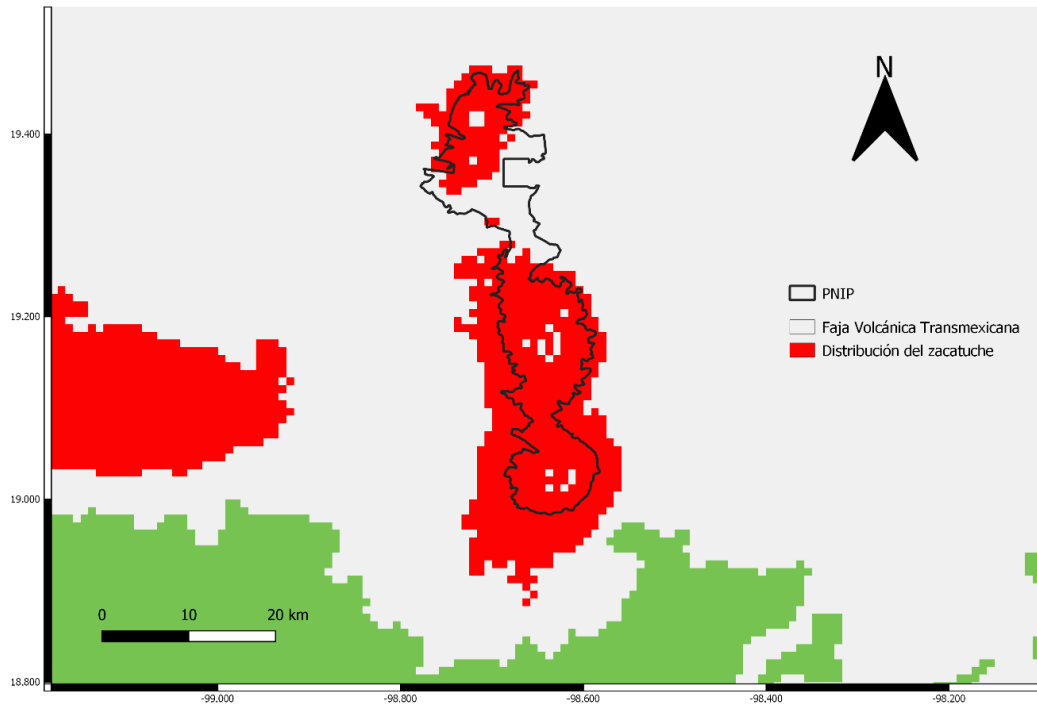


Figura 8. Distribución potencial de *Romerolagus diazi* con ampliación en el P.N. Izta-Popo.

5.2 Registros

Los primeros resultados conseguidos en la zona de estudio fueron obtenidos por las cámaras-trampa. Durante los 2,138 días-cámara de esfuerzo de muestreo se obtuvieron 10 especies de mamíferos diferentes: *Bos primigenius taurus*, *Canis lupus familiaris*, *Sylvilagus* sp., *Canis latrans*, *Lynx rufus*, *Romerolagus diazi*, *Taxidea taxus*, *Odocoileus virginianus*, *Sciurus aerogaster* y *Homo sapiens*. En el área están reportadas dos especies de *Sylvilagus* sp.: *S. floridanus* y *S. cunicularius* (Velázquez *et al.*, 2001). Dada la resolución de las imágenes obtenidas y su grado de nitidez, los ejemplares fueron identificados únicamente a nivel de género, para no incurrir en errores de identificación.



Figura 9. Ejemplar de zacatuche (*Romerolagus diazi*) fotografiado en el Parque Nacional Iztaccíhuatl-Popocatepetl.

En el Cuadro 7 se muestra el total de las capturas (Fig. 9).

Cuadro 7. Número de capturas totales en las cámaras-trampa.

Nombre común	Especie	Capturas
Vaca o toro	<i>Bos primigenius taurus</i>	1,055
Conejo	<i>Sylvilagus sp.</i>	376
Coyote	<i>Canis latrans</i>	46
Zacatuche o teporingo	<i>Romerolagus diazi</i>	33
Ser humano	<i>Homo sapiens</i>	25
Ardilla gris	<i>Sciurus aureogaster</i>	8
Perro	<i>Canis lupus familiaris</i>	3
Venado cola blanca	<i>Odocoileus virginianus</i>	3
Tejón	<i>Taxidea taxus</i>	2
Lince rojo	<i>Lynx rufus</i>	2
TOTAL	10	1,553

Capturas de especies en cámara-trampa

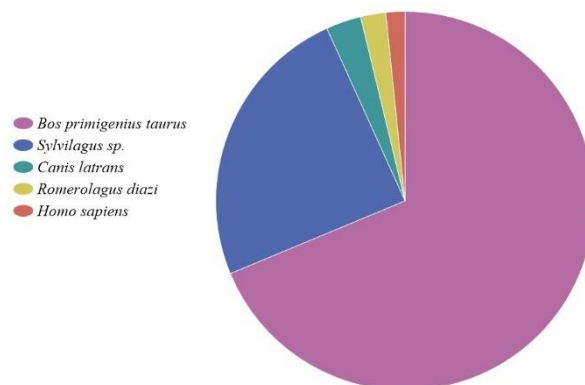


Figura 10. Gráfico de la magnitud en las capturas fotográficas de *Bos primigenius* en relación con las otras especies de mamíferos encontradas.

Nótese que el número de capturas indica el número de fotos donde aparece el animal. Es decir, todas las fotos pueden ser de un mismo lugar o de diferentes lugares.

La captura fotográfica de estos animales fue desigual. Los factores que afectan a esta desigualdad en el número de capturas van desde la propia detectabilidad del organismo, su movilidad, o la diferente densidad de sus poblaciones. Por ejemplo, se obtuvieron 1,055 capturas de vacas frente a 376 de *Sylvilagus* sp. o dos capturas de *Taxidea taxus*.

Se integró una base de datos con todos los puntos donde fueron observadas las vacas, tanto por cámara-trampa como con observaciones directas durante los recorridos. Considerando el movimiento diario medio del ganado cercano a los 7 km (Polanía *et al.*, 2013), el *área de influencia* resulta muy alta.

El área de estudio muestreada abarca aproximadamente 74 km². La superficie de Área Natural Protegida (ANP) dentro de la zona de estudio es de 54 km², es decir, un 73%. El *área de influencia* total de todos los registros de las vacas alcanza 76 km², de los cuales, 53 km² están dentro de la zona de estudio y 39 km² están dentro de la ANP (Fig. 10). Por lo tanto, se puede afirmar, que de la superficie estudiada, las vacas se pueden encontrar en el 72% de la ANP. Esta cifra es muy alta y probablemente tendrá consecuencias negativas para la biota que se encuentra de manera natural en la zona.

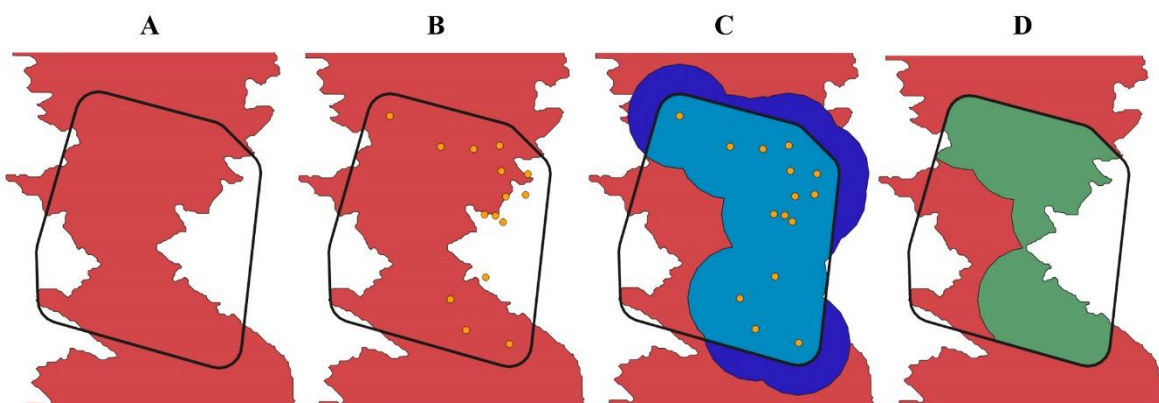


Figura 11. Zona de estudio (A). Puntos de registro de vacas dentro de la zona de estudio (B). Área de influencia de las vacas (C). Área de influencia de las vacas dentro de la ANP (D).

5.3 Perfiles de vegetación y caracterización

Los perfiles de vegetación obtenidos a diferentes altitudes se muestran en las figuras 11-23.

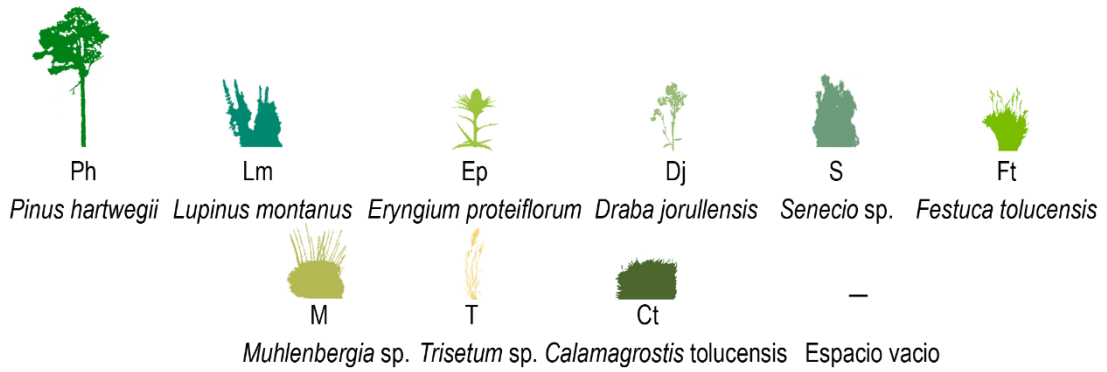


Figura 12. Esquemas de forma y color utilizados para representar los taxones identificados y usados en los perfiles de vegetación.

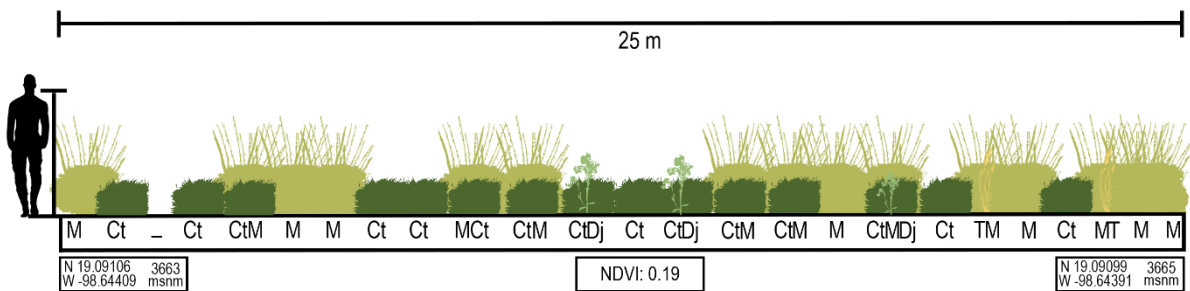


Figura 13. Perfil de vegetación obtenido a una altura de 3,663 a 3,665 msnm con un NDVI de 0.19. La silueta humana se corresponde a una altura aproximada de 1.7 m.

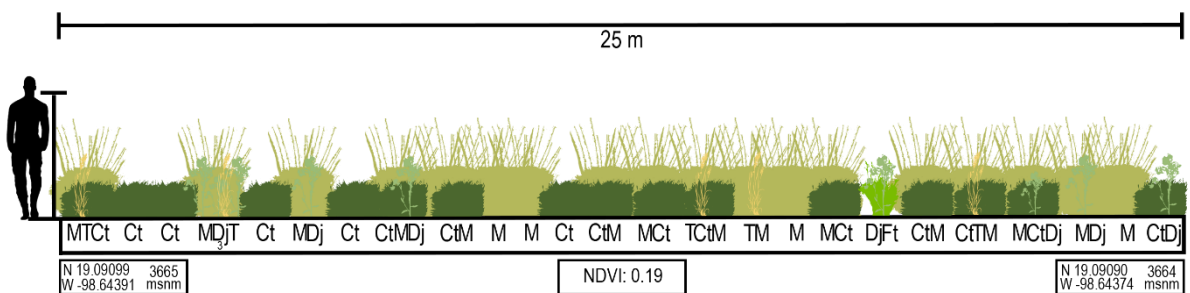


Figura 14. Perfil de vegetación obtenido a una altura de 3,665 a 3,664 msnm con un NDVI de 0.19. La silueta humana se corresponde a una altura aproximada de 1.7 m.

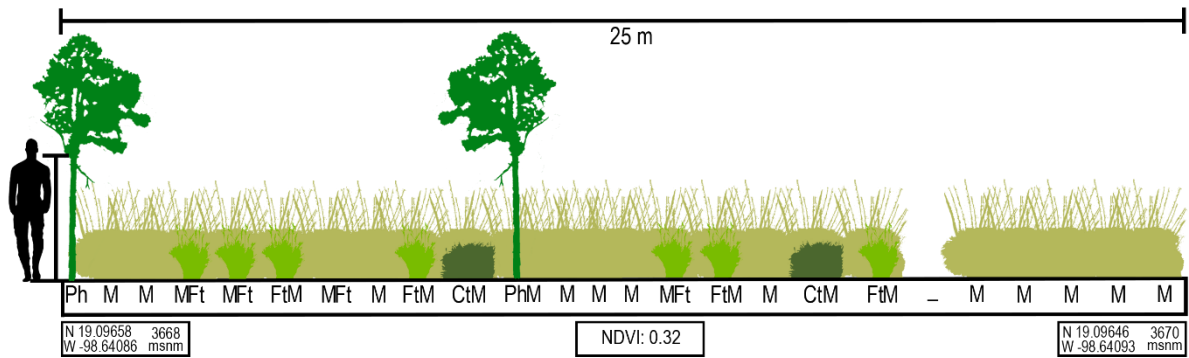


Figura 15. Perfil de vegetación obtenido a una altura de 3,668 a 3,670 msnm con un NDVI de 0.32. La silueta humana se corresponde a una altura aproximada de 1.7 m. La representación de la altura de los pinos puede no corresponderse con la realidad.

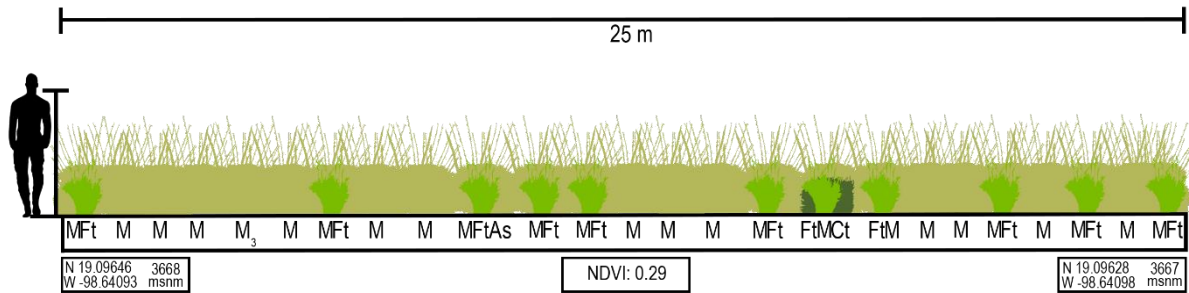


Figura 16. Perfil de vegetación obtenido a una altura de 3,668 a 3,667 msnm con un NDVI de 0.29. La silueta humana se corresponde a una altura aproximada de 1.7 m.

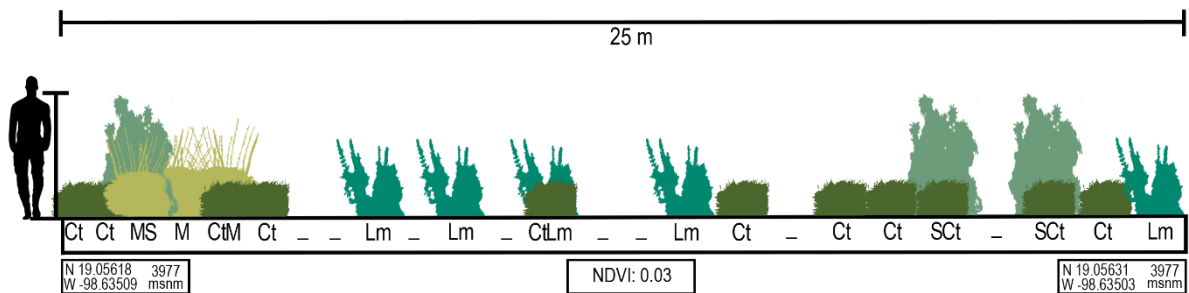


Figura 17. Perfil de vegetación obtenido a una altura de 3,977 msnm con un NDVI de 0.03. La silueta humana se corresponde a una altura aproximada de 1.7 m.

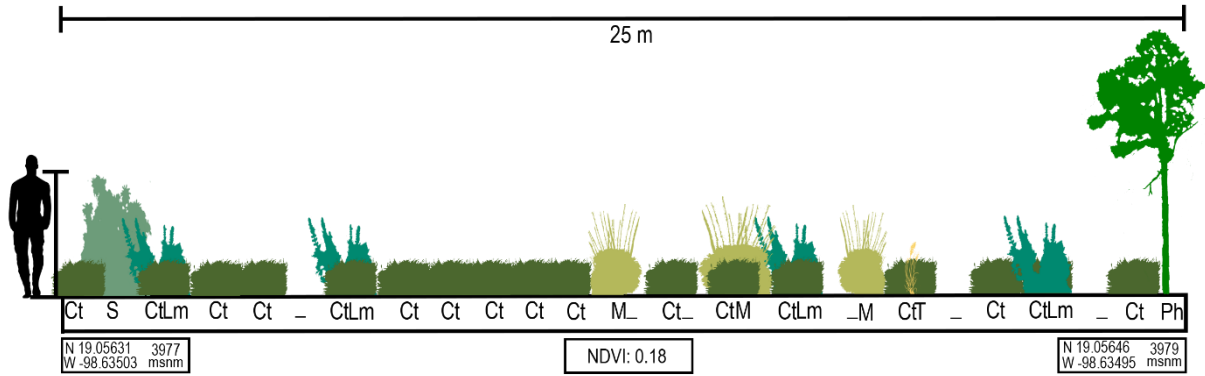


Figura 18. Perfil de vegetación obtenido a una altura de 3,977 a 3,979 msnm con un NDVI de 0.18. La silueta humana se corresponde a una altura aproximada de 1.7 m. La representación de la altura de los pinos puede no corresponderse con la realidad.

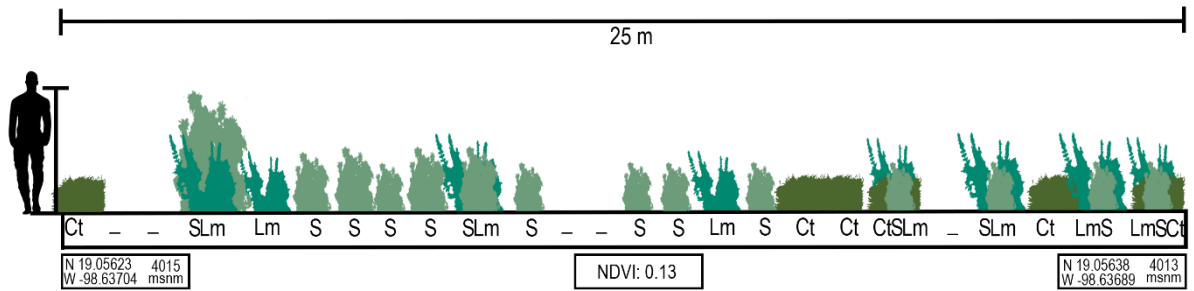


Figura 19. Perfil de vegetación obtenido a una altura de 4,015 a 4,013 msnm con un NDVI de 0.13. La silueta humana se corresponde a una altura aproximada de 1.7 m.

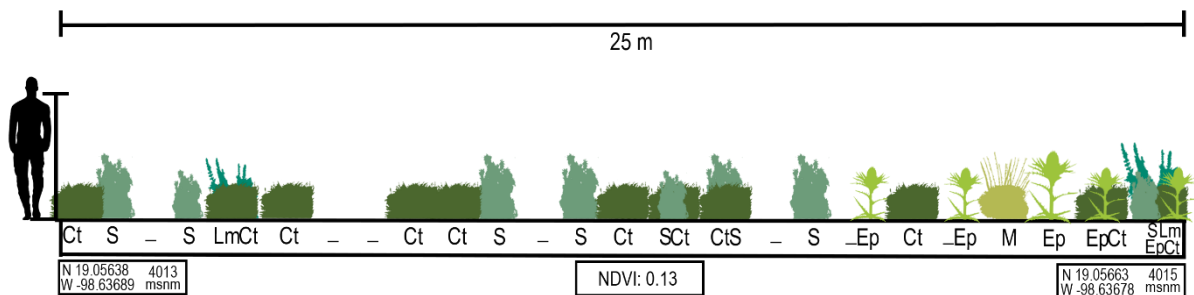


Figura 20. Perfil de vegetación obtenido a una altura de 4,013 a 4,015 msnm con un NDVI de 0.13. La silueta humana se corresponde a una altura aproximada de 1.7 m.

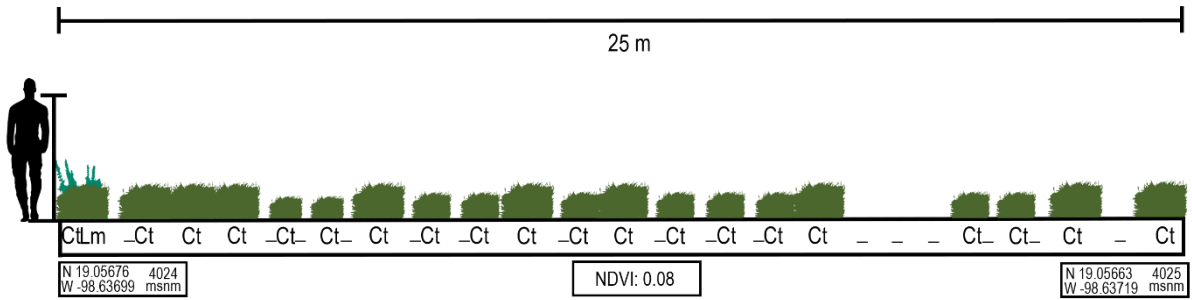


Figura 21. Perfil de vegetación obtenido a una altura de 4,024 a 4,025 msnm con un NDVI de 0.08. La silueta humana se corresponde a una altura aproximada de 1.7 m.

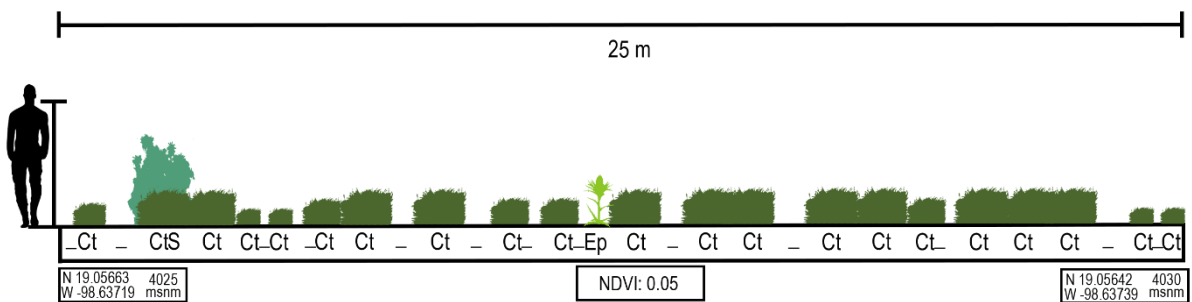


Figura 22. Perfil de vegetación obtenido a una altura de 4,025 a 4,030 msnm con un NDVI de 0.05. La silueta humana se corresponde a una altura aproximada de 1.7 m.

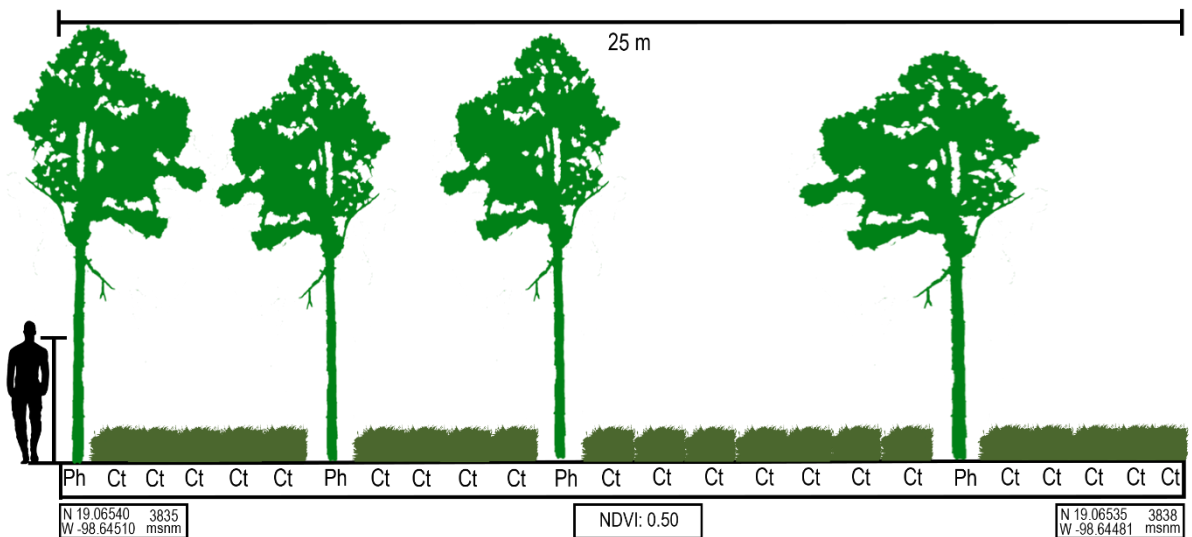


Figura 23. Perfil de vegetación obtenido a una altura de 3,835 a 3,838 msnm con un NDVI de 0.5. La silueta humana se corresponde a una altura aproximada de 1.7 m. La representación de la altura de los pinos puede no corresponderse con la realidad.

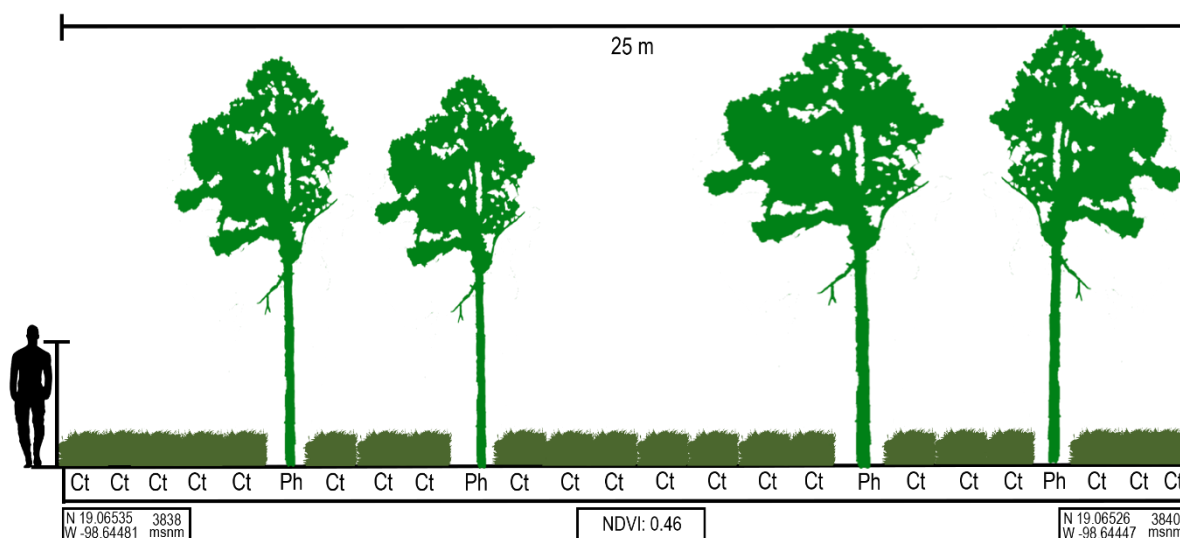


Figura 24. Perfil de vegetación obtenido a una altura de 3,838 a 3,840 msnm con un NDVI de 0.46. La silueta humana se corresponde a una altura aproximada de 1.7 m. La representación de la altura de los pinos puede no corresponderse con la realidad.

Cada perfil de vegetación mostrado (25 m) equivale prácticamente a un píxel (30 m) en el área. Relacionando el NDVI con la vegetación presente, es posible aproximarse a una caracterización del lugar, lo que nos permitirá asociar la zona más idónea para el zacatuche con una vegetación determinada. En el Cuadro 8 se muestra la caracterización utilizada y en las figuras 24 y 25 los mapas de caracterización de la vegetación obtenidos.

Cuadro 8. Rango de valores de NDVI utilizado para caracterizar el área accesible utilizada en los modelos y su descripción con base en los perfiles de vegetación obtenidos.

Rango de NDVI	Vegetación
< 0	Sin vegetación
0 – 0.1	Pradera alpina con <i>Calamagrostis toluensis</i> con parches amplios de suelo desnudo y roca
0.1 – 0.2	Pradera con <i>Muhlenbergia</i> sp.- <i>Calamagrostis toluensis</i>
0.2 – 0.3	Pradera con <i>Muhlenbergia</i> sp.
0.3 – 0.4	Ecotono pradera-bosque <i>Muhlenbergia</i> sp.
> 0.4	Bosque de <i>Pinus hartwegii</i>

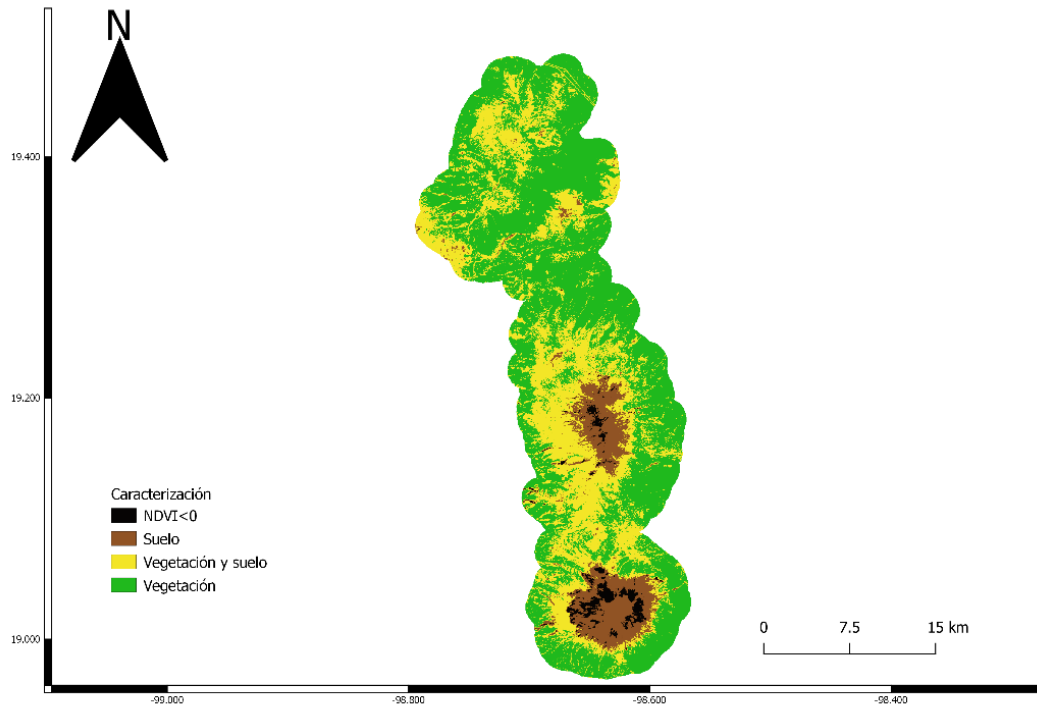


Figura 25. Caracterización de la zona accesible utilizada para los modelos con base en los valores de NDVI para condiciones generales propuestos por Sobrino y Raissouni (2000)

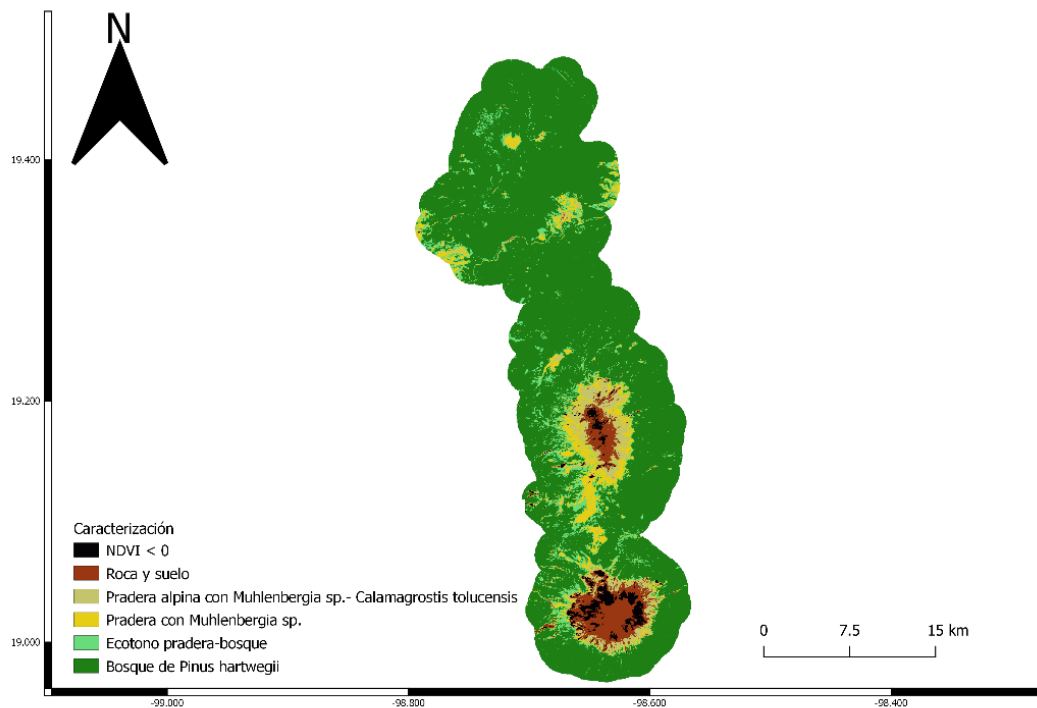


Figura 26. Caracterización de la zona accesible utilizada para los modelos con base en los valores obtenidos en el NDVI y los perfiles de vegetación realizados.

5.4 Capas ambientales obtenidas

En primer lugar, siguiendo el orden de la metodología, se obtuvo el NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) (Rouse *et al.*, 1973) para cada una de las fechas obtenidas (Fig. 26).

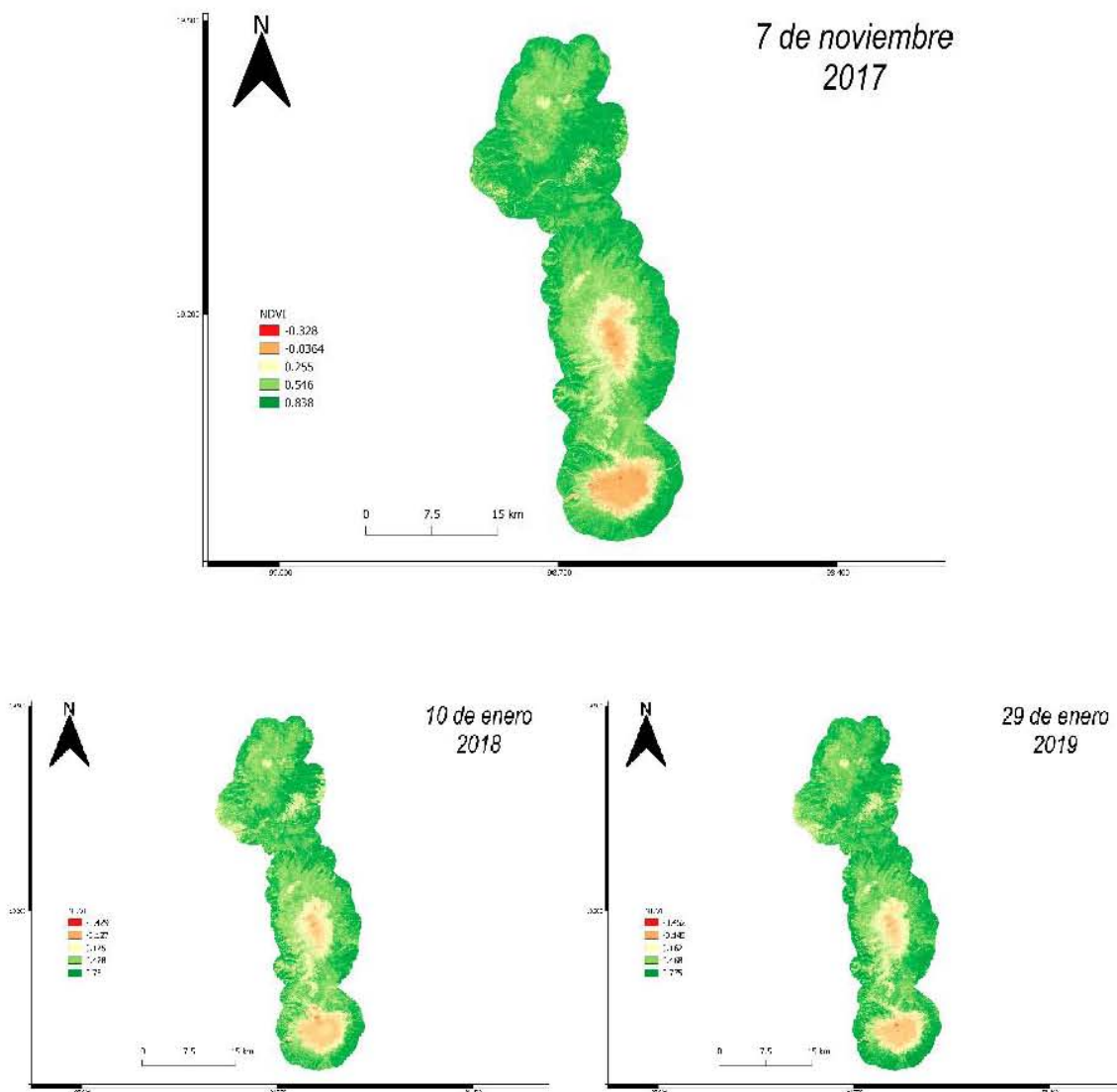


Figura 27. Representación gráfica del NDVI para cada una de las fechas calculadas.

La siguiente capa obtenida fue el NDMI (*Normalized Difference Moisture Index*; Fig. 27).

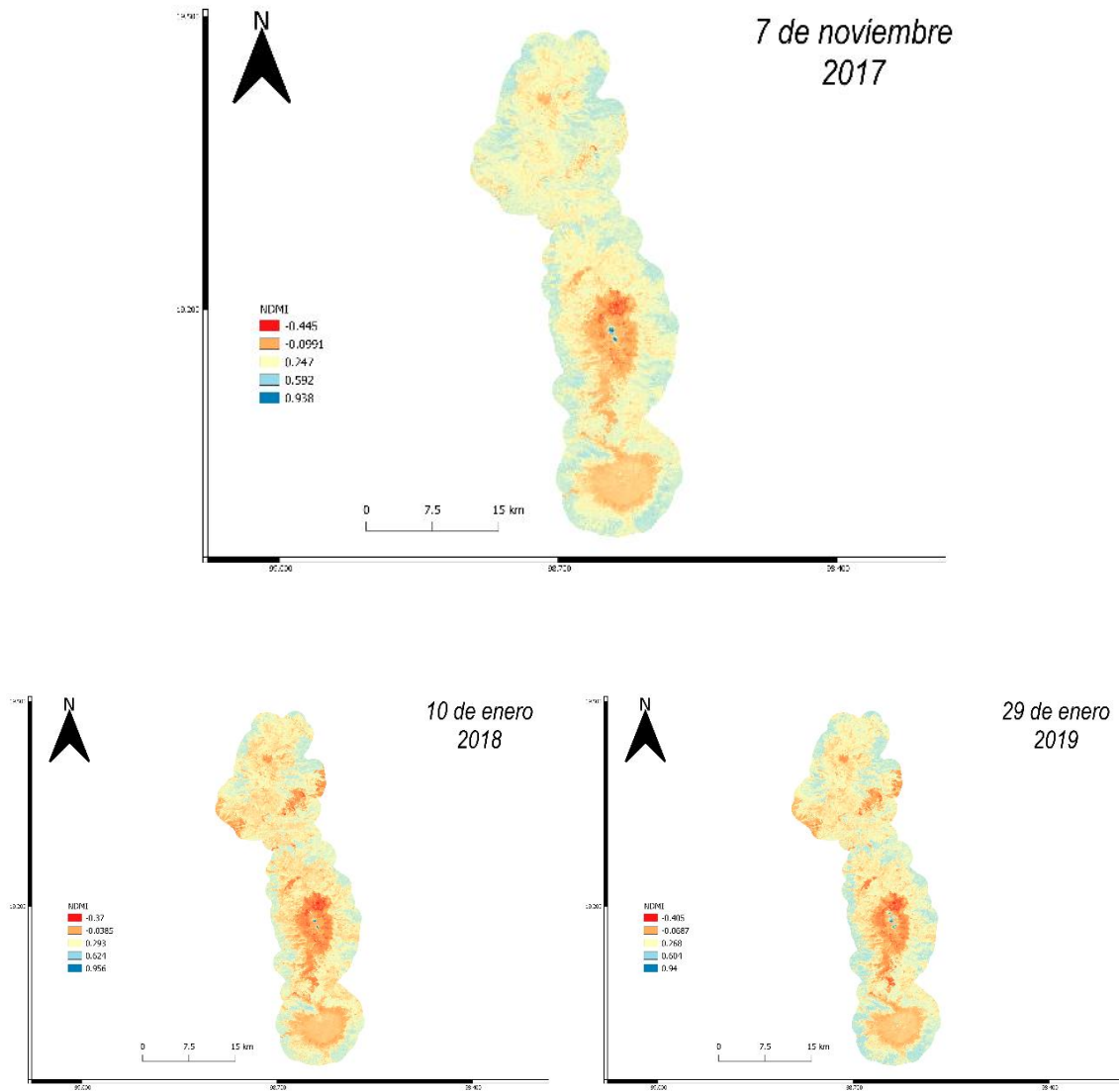


Figura 28. Representación gráfica del NDMI para cada una de las fechas calculadas.

Finalmente, tras completar los pasos descritos en la metodología, se obtuvo la temperatura superficial terrestre para cada fecha (Fig. 28).

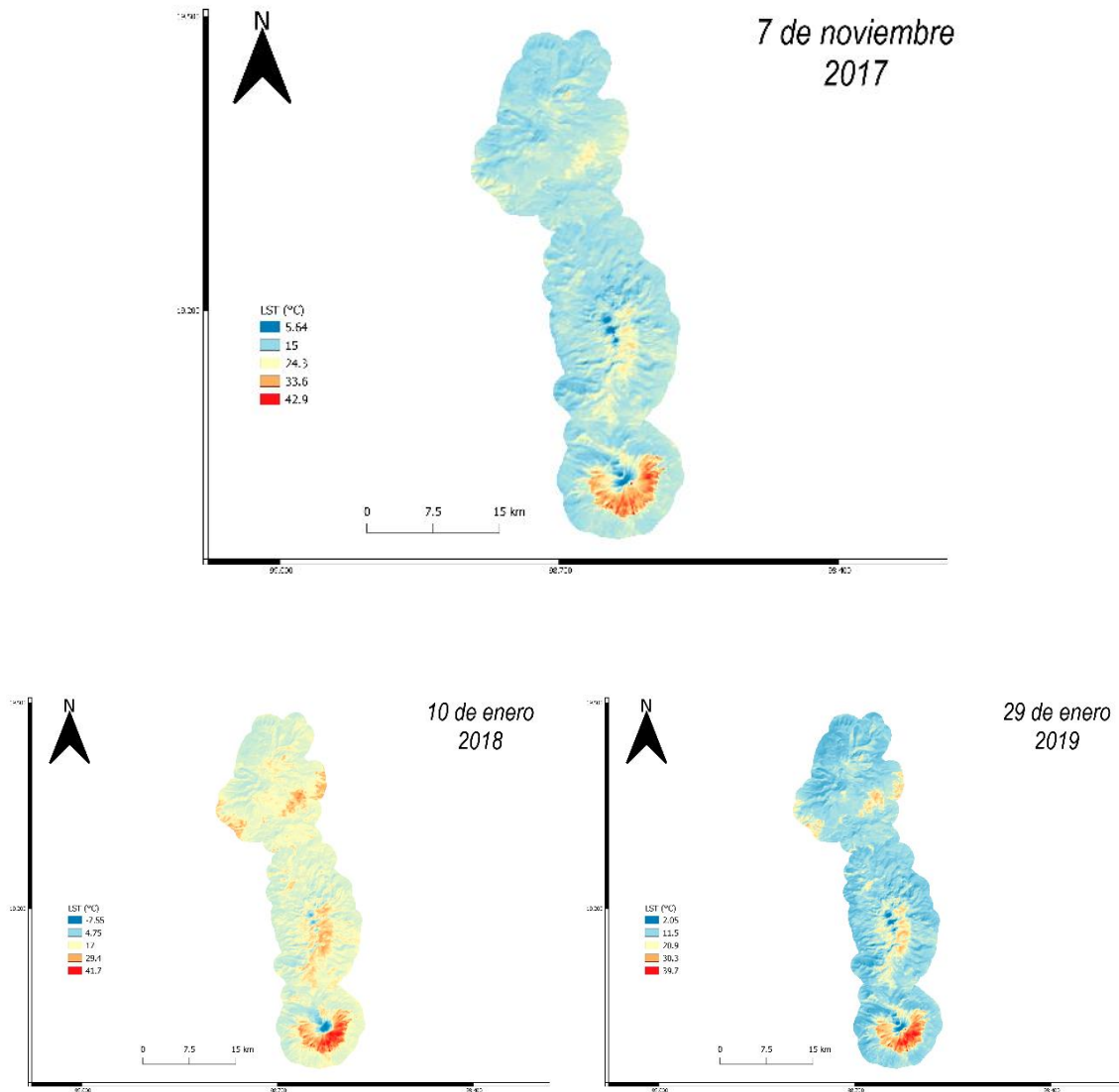


Figura 29. Representación gráfica de la temperatura superficial terrestre para cada una de las fechas calculadas.

También se utilizaron como capas ambientales el Continuo de Elevación Mexicano 3.0 y el raster de inclinación del área con valores entre el 0 y el 64% de pendiente.

5.5 Modelos de distribución a micro-escala

5.5.a. Modelo de idoneidad para cánidos.

El número de registros utilizados fue de 22 puntos, donde seis puntos fueron seleccionados como conjunto de validación y 16 puntos como entrenamiento. En este modelo existió colinealidad en la variable NDMI en todas las fechas, por lo que se añadió un conjunto sin la variable con colinealidad. Se evaluaron tres conjuntos de variables: (1) NDVI, NDMI, LST, CEM y pendiente; (2) NDVI, LST, CEM y pendiente; y (3) NDVI, NDMI y LST. En el Cuadro 9 se muestran los valores resultantes de VIF.

Cuadro 9. Valores de VIF (Factor de Inflación de la Varianza) para cada una de las variables en las tres fechas del estudio: 7 de noviembre de 2017 (VIF₂₀₁₇), 10 de enero de 2018 (VIF₂₀₁₈) y 29 de enero de 2019 (VIF₂₀₁₉). Las variables sin valor presentaron colinealidad.

Variables	Significado	VIF₂₀₁₇	VIF₂₀₁₈	VIF₂₀₁₉
NDVI	<i>Normalized Difference Vegetation Index</i>	2.905750	2.431269	3.007219
NDMI	<i>Normalized Difference Moisture Index</i>	-	-	-
LST	<i>Land Surface Temperature</i>	1.353324	1.482288	1.727511
CEM	<i>Continuo de Elevación Mexicano</i>	1.787158	1.344927	1.263927
pendiente	<i>Raster de inclinación del área</i>	1.911659	1.764068	1.941740

Para la fecha del 7 de noviembre de 2017, se produjeron 957 modelos candidatos, de los cuales 784 fueron estadísticamente significativos ($p\text{-value-pROC} < 0.05$). La tasa de omisión ($E=10$) fue satisfecha por 624 modelos, mientras que solo dos modelos cumplieron el criterio de complejidad. Finalmente, cuatro fueron los modelos que aprobaron todos los criterios. Para el 10 de enero de 2018, se produjeron 957 y 733 fueron significativos. Un total de 166 cumplieron la tasa de omisión y solo dos el criterio de complejidad. Dos modelos superaron todos los criterios. Para la última fecha, 29 de enero de 2019, se generaron 957 modelos

candidatos. La significancia estadística fue alcanzada por 574 modelos y 917 cumplieron la tasa de omisión establecida. Finalmente, dos modelos cumplieron estos criterios y el criterio de complejidad. En el Cuadro 10 se muestran las características y los valores de evaluación resultantes para los modelos seleccionados.

Cuadro 10. Características resultantes para los modelos seleccionados tras la evaluación con base en la significancia estadística, la tasa de omisión y la complejidad del modelo. 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*: T = *threshold*, L = *linear*, Q = *quadratic*, P = *producto*, H = *hinge*.

Modelo y fecha	pvalue-pROC	OR	AICc	feature types	variables	RM
Canidos-7nov17	0	0	570.840092	T	todas	1
Canidos-10ene18	0	0	577.285947	L, Q, P	No correlacionadas	1
Canidos-29ene19	0	0	569.128183	L, T	todas	1.5

La creación del modelo final tuvo 10 réplicas y se seleccionó el de mayor valor medio para la curva ROC parcial. Para el 7 de noviembre, la réplica seleccionada tuvo un valor medio de ROCp de 1.89 con una desviación estándar de 0.05. La réplica seleccionada para el modelo del 10 de enero obtuvo un valor de 1.75 y una desviación estándar de 0.13. Por último, se seleccionó para el 29 de enero la réplica que obtuvo un valor de ROCp de 1.96 y desviación estándar de 0.02. Estos modelos de idoneidad se utilizaron como predictores bióticos para modelar la distribución potencial del teporingo.

5.5.b. Modelo de idoneidad para vacas.

El número de registros utilizados fue de 15 puntos, donde cuatro puntos fueron seleccionados como conjunto de evaluación y 11 puntos de entrenamiento. Para este modelo no existió colinealidad para el 7 de noviembre de 2017 por lo que los conjuntos de variables evaluados fueron dos: (1) NDVI, NDMI, LST, CEM y pendiente; y (2) NDVI, NDMI y LST. Para las siguientes dos fechas, 10 de enero de 2018 y 29 de enero de 2019 sí existió colinealidad en la variable NDMI, por lo que se evaluaron tres conjuntos de variables: (1) NDVI, NDMI, LST,

CEM y pendiente; (2) NDVI, LST, CEM y pendiente y (3) NDVI, NDMI y LST. En el Cuadro 11 se muestran todos los valores obtenidos de VIF.

Cuadro 11. Valores de VIF (Factor de Inflación de la Varianza) para cada una de las variables en las tres fechas del estudio: 7 de noviembre de 2017 (VIF₂₀₁₇), 10 de enero de 2018 (VIF₂₀₁₈) y 29 de enero de 2019 (VIF₂₀₁₉). Las variables sin valor presentaron colinealidad.

Variables	Significado	VIF ₂₀₁₇	VIF ₂₀₁₈	VIF ₂₀₁₉
NDVI	<i>Normalized Difference Vegetation Index</i>	5.322783	1.96617	2.681894
NDMI	<i>Normalized Difference Moisture Index</i>	8.543089	-	-
LST	<i>Land Surface Temperature</i>	4.135245	1.547583	2.112452
CEM	<i>Continuo de Elevación Mexicano</i>	1.352765	1.058421	1.048992
pendiente	<i>Raster de inclinación del área</i>	1.963822	1.491035	1.482011

Para el 7 de noviembre de 2017 se generaron 638 modelos candidatos, de los cuales 237 fueron estadísticamente significativos, 365 cumplieron con el criterio de tasa de omisión y cinco cumplieron con el criterio de complejidad. Finalmente, tres modelos cumplieron todos los criterios y se seleccionó el de menor complejidad. Para el 10 de enero de 2018 se produjeron 957 modelos candidatos, siendo 416 estadísticamente significativos. La tasa de omisión la cumplieron 514 modelos, mientras que el criterio de complejidad fue aprobado solo por dos modelos. Finalmente, un único modelo cumplió todos los requisitos. Para el 29 de enero de 2019 se obtuvieron, al igual que en la fecha anterior, 957 modelos candidatos, de los cuales 377 fueron estadísticamente significativos. El umbral de omisión fue superado por 544 modelos y únicamente el criterio de complejidad por cuatro. Todos los requisitos fueron superados por 12 modelos, seleccionando el de menor complejidad.

Los modelos finalmente seleccionados tuvieron las características y valores de evaluación que se muestran en el Cuadro 12.

Cuadro 12. Características resultantes para los modelos seleccionados tras la evaluación con base en la significancia estadística, la tasa de omisión y la complejidad del modelo. *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*: T = *threshold*, L = *linear*, Q = *quadratic*, P = *producto*, H = *hinge*.

Modelo y fecha	pvalue-pROC	OR	AICc	feature types	variables	RM
Vacas-7nov17	0	0	405.188632	L, T	todas	3
Vacas-10ene18	0	0	398.632309	L, P	No correlacionadas	0.5
Vacas-29ene19	0	0	398.642613	L, Q, P	todas	1

Para la generación del modelo final en cada fecha se realizaron 10 réplicas seleccionando aquella que tuvo mayor valor para la curva ROC parcial. Para el 7 de noviembre, la réplica seleccionada tuvo un valor de ROCp de 1.92 con desviación estándar de 0.11. La réplica elegida para el 10 de enero tuvo un valor medio de ROCp de 1.9 y una desviación estándar 0.07. El 29 de enero se seleccionó una réplica con un valor de ROCp de 1.91 y una desviación estándar de 0.06. Estas réplicas seleccionadas se utilizaron como predictores bióticos para modelar la distribución del zacatuche.

5.5.c. Modelo de idoneidad y distribución para teporingo con datos propios

El número de registros utilizados para calibrar este modelo fue de 51 puntos, de los que 13 fueron utilizados como conjunto de evaluación y 38 de entrenamiento. Además, se dispuso de 17 puntos como datos de validación independientes. Para dos de las fechas se presentó colinealidad en la variable NDVI y en una de las fechas no existió colinealidad. Al igual que en apartados anteriores, en el Cuadro 13 se muestran los valores de VIF para cada ocasión.

Cuadro 13. Valores de VIF (Factor de Inflación de la Varianza) para cada una de las variables en las tres fechas del estudio: 7 de noviembre de 2017 (VIF₂₀₁₇), 10 de enero de 2018 (VIF₂₀₁₈) y 29 de enero de 2019 (VIF₂₀₁₉). Las variables sin valor presentaron colinealidad.

Variabes	Significado	VIF ₂₀₁₇	VIF ₂₀₁₈	VIF ₂₀₁₉
NDVI	<i>Normalized Difference Vegetation Index</i>	-	3.469818	-
NDMI	<i>Normalized Difference Moisture Index</i>	2.771460	4.951101	3.579397
LST	<i>Land Surface Temperature</i>	2.251560	4.044083	3.660678
CEM	<i>Continuo de Elevación Mexicano</i>	1.320570	1.922539	1.271165
pendiente	<i>Raster de inclinación del área</i>	1.114457	1.718210	1.223543

Para el 7 de noviembre de 2017 se generaron 957 modelos candidatos, de los que 945 fueron estadísticamente significativos y 822 cumplieron la tasa de omisión. Pero únicamente dos modelos alcanzaron el criterio de AICc. Finalmente, se obtuvo un modelo que aprobara todos los requerimientos. Para el 10 de enero de 2018, se crearon 638 modelos candidatos de los que 636 fueron significativos. En esta ocasión ningún modelo cumplió la tasa de omisión y solo dos superaron el criterio AICc, por lo que ningún modelo superó todos los requisitos. Se seleccionó el modelo que mejor se ajustaba. Para la última fecha, se evaluaron 957 modelos candidatos, con 950 modelos significativos, 24 cumpliendo la tasa de omisión y únicamente uno el criterio AICc; por lo que, finalmente se seleccionó un único modelo que aprobó todos los criterios (Cuadro 14).

Cuadro 14. Características resultantes para los modelos seleccionados (la letra “P” indica datos de obtención propia) tras la evaluación con base en la significancia estadística, la tasa de omisión y la complejidad del modelo. 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*: T = *threshold*, L = *linear*, Q = *quadratic*, P = *producto*, H = *hinge*.

Modelo, datos y fecha	pvalue-pROC	OR	AICc	feature types	variables	RM
Zacatuche-P-7nov17	0	0.07692308	1154.3234	T	todas	2
Zacatuche-P-10ene18	0	0.23076923	1147.73754	L, Q, P, T	todas	1.5
Zacatuche-P-29ene19	0	0.07692308	1161.14187	T	No correlacionadas	1

En esta ocasión, al disponer de suficientes registros, se realizó una evaluación final de los modelos seleccionados utilizando el conjunto de datos independientes mediante el cálculo de la ROCp y la tasa de omisión. A continuación, se muestran los valores de relación media para las réplicas de área bajo la curva, el p-valor de la ROCp y la tasa de omisión obtenida (Cuadro 15).

Cuadro 15. Evaluación final realizada a los modelos seleccionados (la letra “P” indica datos de obtención propia); pvalue-pROC = valor de p en la prueba pROC, OR = tasa de omisión.

Modelo, datos y fecha	Relación media AUC	pvalue-pROC	OR
Zacatucho-P-7nov17	1.53528681	0	0.23529412
Zacatucho-P-10ene18	1.63015822	0	0.17647059
Zacatucho-P-29ene19	1.7084824	0	0.11764706

De igual forma, se evaluó cada réplica por separado y se seleccionó la que poseía mayor valor ROCp. Los parámetros para la ROCp fueron 0.1 de proporción de omisión, 50% de puntos aleatorios y 500 iteraciones para el *bootstrap*. Los datos de presencia utilizados para evaluar las réplicas fueron los datos del conjunto independiente correspondiente a cada fecha (Cuadros 16, 17, 18).

Cuadro 16. Resultados de la evaluación para cada réplica del modelo final seleccionado (la letra “P” indica datos de obtención propia); pROC = valor para la prueba pROC, SD = desviación estándar, pvalue-pROC = valor de p para la prueba pROC. En verde aparece la réplica seleccionada.

Réplicas Zacatucho-P-7nov17	pROC	SD	pvalue-pROC
1	1.81	0.14	0
2	1.81	0.14	0
3	1.83	0.13	0
4	1.89	0.07	0
5	1.81	0.13	0
6	1.83	0.15	0
7	1.87	0.08	0
8	1.88	0.07	0
9	1.83	0.13	0
10	1.84	0.14	0

Cuadro 17. Resultados de la evaluación para cada réplica del modelo final seleccionado (la letra “P” indica datos de obtención propia); pROC = valor para la prueba pROC, SD = desviación estándar, pvalue-pROC = valor de p para la prueba pROC. En verde aparece la réplica seleccionada.

Réplicas Zacatuche-P-10ene18	pROC	SD	pvalue-pROC
1	1.88	0.1	0
2	1.86	0.11	0
3	1.88	0.1	0
4	1.89	0.11	0
5	1.86	0.1	0
6	1.88	0.1	0
7	1.87	0.1	0
8	1.87	0.1	0
9	1.84	0.1	0
10	1.9	0.1	0

Cuadro 18. Resultados de la evaluación para cada réplica del modelo final seleccionado (la letra “P” indica datos de obtención propia); pROC = valor para la prueba pROC, SD = desviación estándar, pvalue-pROC = valor de p para la prueba pROC. En verde aparece la réplica seleccionada.

Réplicas Zacatuche-P-29ene19	pROC	SD	pvalue-pROC
1	1.9	0.1	0
2	1.9	0.1	0
3	1.91	0.11	0
4	1.89	0.1	0
5	1.92	0.06	0
6	1.9	0.11	0
7	1.9	0.1	0
8	1.91	0.11	0
9	1.89	0.11	0
10	1.9	0.1	0

Cada una de las réplicas seleccionadas fue convertida a un modelo binario donde el color gris indica no presencia y el color rojo o verde indica presencia (véase Anexos, pág.95). El umbral elegido para el modelo de distribución fue $E=10$.

5.5.d. Modelo de idoneidad y distribución para teporingo con datos mixtos

Estos modelos se realizaron con datos mixtos compuestos de datos de obtención propia y datos procedentes de otras bases de datos. El número de registros utilizados para la calibración del modelo fue de 66 puntos de presencia: un conjunto con 16 puntos para

validación y otro de 50 puntos para entrenamiento. Además, se dispuso de un conjunto de 22 puntos independiente y no utilizado en la calibración para la evaluación final del modelo.

En los predictores ambientales no se detectó colinealidad para ninguna fecha, por lo que se evaluaron dos grupos de variables: uno con todas las variables y otro sin predictores topográficos. En el Cuadro 19, mostrado a continuación, se muestran los valores de VIF obtenidos para cada fecha.

Cuadro 19. Valores de VIF (Factor de Inflación de la Varianza) para cada una de las variables en las tres fechas del estudio: 7 de noviembre de 2017 (VIF₂₀₁₇), 10 de enero de 2018 (VIF₂₀₁₈) y 29 de enero de 2019 (VIF₂₀₁₉).

Variabes	Significado	VIF ₂₀₁₇	VIF ₂₀₁₈	VIF ₂₀₁₉
NDVI	<i>Normalized Difference Vegetation Index</i>	5.558484	2.140875	6.411445
NDMI	<i>Normalized Difference Moisture Index</i>	5.105658	4.073709	5.666641
LST	<i>Land Surface Temperature</i>	2.490818	2.538463	3.326796
CEM	<i>Continuo de Elevación Mexicano</i>	1.702562	1.524151	1.480144
pendiente	<i>Raster de inclinación del área</i>	1.157034	1.246789	1.186492

Para el 7 de noviembre de 2017, se produjeron 638 modelos candidatos con 629 modelos significativos. Dos modelos cumplieron todos los requisitos (significancia estadística, tasa de omisión y complejidad). Para el 10 de enero de 2018, se generaron 638 modelos candidatos con 636 modelos significativos, pero ninguno cumplió la tasa de omisión. En esta ocasión se seleccionó el modelo que más se acercaba a los valores requeridos. De los 638 modelos obtenidos para el 29 de enero, 634 fueron significativos; únicamente nueve modelos cumplieron la tasa de omisión y un modelo fue seleccionado tras aprobar todos los criterios (Cuadro 20).

Cuadro 20. Características resultantes para los modelos seleccionados (la letra “M” indica datos de obtención mixta) tras la evaluación con base en la significancia estadística, la tasa de omisión y la complejidad del modelo. 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*: T = *threshold*, L= *linear*, Q = *quadratic*, P = *producto*, H = *hinge*.

Modelo, datos y fecha	pvalue-pROC	OR	AICc	feature types	variables	RM
Zacatucho-M-7nov17	0	0.0625	1608.13299	Q, T	todas	4
Zacatucho-M-10ene18	0	0.125	1551.29973	P, T	todas	2.5
Zacatucho-M-29ene19	0	0.0625	1636.8039	L, Q, T, P, H	todas	5

De igual forma que en el apartado anterior, se realizó una evaluación final con el conjunto de datos independientes correspondiente. En el Cuadro 21, se pueden ver los resultados obtenidos. En los Cuadros 22, 23 y 24 se muestran los resultados obtenidos para las evaluaciones de cada réplica del modelo final.

Cuadro 21. Evaluación final realizada a los modelos seleccionados (la letra “M” indica datos de obtención mixta); pvalue-pROC = valor de p en la prueba pROC, OR = tasa de omisión.

Modelo, datos y fecha	Relación media AUC	pvalue-pROC	OR
Zacatucho-M-7nov17	1.5364368	0	0.09090909
Zacatucho-M-10ene18	1.22572378	0.202	0.36363636
Zacatucho-M-29ene19	1.33449864	0.112	0.18181818

Cuadro 22. Resultados de la evaluación para cada réplica del modelo final seleccionado (la letra “M” indica datos de obtención mixta); pROC = valor para la prueba pROC, SD = desviación estándar, pvalue-pROC = valor de p para la prueba pROC. En verde aparece la réplica seleccionada.

Réplicas Zacatucho-M-7nov17	pROC	SD	pvalue-pROC
1	1.71	0.12	0
2	1.77	0.13	0
3	1.74	0.12	0
4	1.76	0.11	0
5	1.77	0.11	0
6	1.76	0.12	0
7	1.74	0.13	0
8	1.77	0.12	0
9	1.74	0.12	0
10	1.76	0.12	0

Cuadro 23. Resultados de la evaluación para cada réplica del modelo final seleccionado (la letra “M” indica datos de obtención mixta); pROC = valor para la prueba pROC, SD = desviación estándar, pvalue-pROC = valor de p para la prueba pROC. En verde aparece la réplica seleccionada.

Réplicas Zacatuche-M-10ene18	pROC	SD	pvalue-pROC
1	1.56	0.16	0
2	1.51	0.18	0.006
3	1.55	0.18	0.002
4	1.55	0.17	0.002
5	1.57	0.16	0
6	1.62	0.14	0
7	1.6	0.14	0
8	1.51	0.17	0.004
9	1.5	0.18	0
10	1.56	0.19	0

Cuadro 24. Resultados de la evaluación para cada réplica del modelo final seleccionado (la letra “M” indica datos de obtención mixta); pROC = valor para la prueba pROC, SD = desviación estándar, pvalue-pROC = valor de p para la prueba pROC. En verde aparece la réplica seleccionada.

Réplicas Zacatuche-M-29ene19	pROC	SD	pvalue-pROC
1	1.66	0.17	0
2	1.7	0.15	0
3	1.67	0.17	0.0
4	1.62	0.19	0.006
5	1.69	0.16	0.002
6	1.67	0.16	0
7	1.71	0.15	0
8	1.63	0.18	0.004
9	1.67	0.16	0
10	1.66	0.17	0

5.5.e. Modelo de idoneidad y distribución para teporingo con predictores bióticos y datos propios

El número de registros utilizados en la calibración fue de 51 puntos de presencia, de los cuales el 25% (n=13) fueron usados como conjunto de prueba y el 75% restante (n=38) como entrenamiento. Se dispuso también de un grupo de 17 puntos independientes no utilizados en la calibración. Se utilizaron, además de los predictores ambientales anteriores, los modelos de idoneidad de la vaca y los cánidos como predictores bióticos; bajo la premisa de que las

distribuciones de otros organismos pueden afectar las distribuciones del zacatuche. Se realizó el análisis de colinealidad donde se detectaron diferentes variables con colinealidad que se muestran en el Cuadro 25. Se analizaron 4 grupos de variables: (1) con todas las variables, (2) solo empleando las no correlacionadas, (3) sin topográficas y (4) solo con predictores bióticos.

Cuadro 25. Valores de VIF (Factor de Inflación de la Varianza) para cada una de las variables en las tres fechas del estudio: 7 de noviembre de 2017 (VIF₂₀₁₇), 10 de enero de 2018 (VIF₂₀₁₈) y 29 de enero de 2019 (VIF₂₀₁₉). Las variables sin valor presentaron colinealidad.

Variables	Significado	VIF ₂₀₁₇	VIF ₂₀₁₈	VIF ₂₀₁₉
Idoneidad Vaca	Modelo de idoneidad para la vaca en cada una de las fechas	6.825574	-	2.189289
Idoneidad Cánidos	Modelo de idoneidad para los cánidos en cada una de las fechas	2.252026	-	2.002457
NDVI	<i>Normalized Difference Vegetation Index</i>	-	3.724783	-
NDMI	<i>Normalized Difference Moisture Index</i>	6.968440	5.057713	-
LST	<i>Land Surface Temperature</i>	3.413843	3.915916	3.117120
CEM	<i>Continuo de Elevación Mexicano</i>	1.806987	2.035126	1.552778
pendiente	<i>Raster de inclinación del área</i>	1.380046	1.646937	1.632083

En total, para cada fecha, se crearon 1,276 modelos combinando 10 configuraciones para el factor multiplicativo regularizador, 29 combinaciones de clases de características y los cuatro grupos de predictores. De todos estos modelos, para la primera fecha: 1,246 fueron significativos, 658 cumplieron la tasa de omisión y 2 alcanzaron el criterio AICc. Finalmente, 2 modelos fueron seleccionados. En la fecha del 10 de enero de 2018: 1,250 fueron significativos, 280 superaron la tasa de omisión y solo un modelo el criterio AICc. Por tanto,

solo un modelo fue seleccionado. En la tercera fecha y última: 1,226 fueron significativos, 242 superaron la tasa de omisión y 4 el criterio AICc. Aunque finalmente solo un modelo cumplió todos los requisitos. Los resultados de evaluación obtenidos y las características seleccionadas de los modelos finales se muestran en el Cuadro 26.

Cuadro 26. Características resultantes para los modelos seleccionados (la letra “P” indica datos de obtención propia y la letra “B” indica que se incluyeron mapas de idoneidad para cánidos y vacas como variables) tras la evaluación con base en la significancia estadística, la tasa de omisión y la complejidad del modelo. 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*: T = *threshold*, L= *linear*, Q = *quadratic*, P = *producto*, H = *hinge*.

Modelo, datos y fecha	pvalue-pROC	OR	AICc	feature types	variables	RM
Zacatucho-P-B-7nov17	0	0	1143.30239	L, T	todas	1.5
Zacatucho-P-B-10ene18	0	0.07692308	1247.19074	L, P	predictores bióticos	0.5
Zacatucho-P-B-29ene19	0	0.07692308	1298.61493	P, T	predictores bióticos	1

Se realizó la evaluación final de los modelos con el conjunto de datos independientes. En el Cuadro 27 se muestran los resultados.

Cuadro 27. Evaluación final realizada a los modelos seleccionados (la letra “P” indica datos de obtención propia y la letra “B” indica que se incluyeron mapas de idoneidad para cánidos y vacas como variables); pvalue-pROC = valor de p en la prueba pROC, OR = tasa de omisión.

Modelo, datos y fecha	Relación media AUC	pvalue-pROC	OR
Zacatucho-P-B-7nov17	1.75598333	0	0.17647059
Zacatucho-P-B-10ene18	1.62253746	0	0.17647059
Zacatucho-P-B-29ene19	1.59868012	0	0.05882353

Si bien es cierto que, en dos ocasiones, la tasa de omisión alcanza 0.17, por encima del umbral de omisión de 0.10, esto puede deberse a la aleatoriedad de creación de los conjuntos de datos. Igualmente, se evaluó cada réplica del modelo seleccionado con la curva ROCp y se seleccionó el mayor valor de ROCp y si coincidieran dos réplicas con el mismo valor, se seleccionó la de menor desviación estándar.

Cuadro 28. Resultados de la evaluación para cada réplica del modelo final seleccionado (la letra “P” indica datos de obtención propia y la letra “B” indica que se incluyeron mapas de idoneidad para cánidos y vacas como variables); pROC = valor para la prueba pROC, SD = desviación estándar, pvalue-pROC = valor de p para la prueba pROC. En verde aparece la réplica seleccionada.

Réplicas Zacatuche-P-B-7nov17	pROC	SD	pvalue-pROC
1	1.89	0.1	0
2	1.92	0.04	0
3	1.93	0.04	0
4	1.85	0.11	0
5	1.94	0.03	0
6	1.91	0.06	0
7	1.88	0.11	0
8	1.9	0.09	0
9	1.89	0.1	0
10	1.91	0.05	0

Cuadro 29. Resultados de la evaluación para cada réplica del modelo final seleccionado (la letra “P” indica datos de obtención propia y la letra “B” indica que se incluyeron mapas de idoneidad para cánidos y vacas como variables); pROC = valor para la prueba pROC, SD = desviación estándar, pvalue-pROC = valor de p para la prueba pROC. En verde aparece la réplica seleccionada.

Réplicas Zacatuche-P-B-10ene18	pROC	SD	pvalue-pROC
1	1.85	0.06	0
2	1.82	0.07	0
3	1.85	0.06	0
4	1.84	0.06	0
5	1.83	0.07	0
6	1.85	0.05	0
7	1.84	0.06	0
8	1.82	0.07	0
9	1.83	0.06	0
10	1.81	0.09	0

Cuadro 30. Resultados de la evaluación para cada réplica del modelo final seleccionado (la letra “P” indica datos de obtención propia y la letra “B” indica que se incluyeron mapas de idoneidad para cánidos y vacas como variables); pROC = valor para la prueba pROC, SD = desviación estándar, pvalue-pROC = valor de p para la prueba pROC. En verde aparece la réplica seleccionada.

Réplicas Zacatucho-P-B-29ene19	pROC	SD	pvalue-pROC
1	1.79	0.13	0
2	1.83	0.09	0
3	1.72	0.08	0
4	1.8	0.07	0
5	1.59	0.13	0
6	1.76	0.1	0
7	1.82	0.08	0
8	1.83	0.08	0
9	1.73	0.07	0
10	1.85	0.08	0

5.5.f. Modelo de idoneidad y distribución para teporingo con predictores bióticos y datos mixtos

El número de registros utilizados para la calibración del modelo fue de 66 puntos de presencia: un conjunto con 16 puntos para evaluación y otro conjunto de 50 puntos para entrenamiento. Además, se dispuso de un conjunto de 22 puntos independiente y no utilizado en la calibración para la evaluación final del modelo. Añadimos a las variables predictoras, los modelos de idoneidad previamente obtenidos para los cánidos y las vacas. Igualmente, se realizó un análisis de colinealidad, donde la variable NDVI tuvo colinealidad para todas las fechas y la variable NDMI la obtuvo para el 2019 (Cuadro 31). Se analizaron cuatro grupos de variables: (1) con todas las variables, (2) usando las variables sin colinealidad, (3) sin usar las variables topográficas y (4) solo con modelos de idoneidad de vaca y cánidos.

Cuadro 31. Valores de VIF (Factor de Inflación de la Varianza) para cada una de las variables en las tres fechas del estudio: 7 de noviembre de 2017 (VIF₂₀₁₇), 10 de enero de 2018 (VIF₂₀₁₈) y 29 de enero de 2019 (VIF₂₀₁₉). Las variables sin valor presentaron colinealidad.

Variables	Significado	VIF ₂₀₁₇	VIF ₂₀₁₈	VIF ₂₀₁₉
Idoneidad Vaca	Modelo de idoneidad para la vaca en cada una de las fechas	5.219661	4.031996	2.017280
Idoneidad Cánidos	Modelo de idoneidad para los cánidos en cada una de las fechas	2.084931	8.140720	2.307997
NDVI	<i>Normalized Difference Vegetation Index</i>	-	-	-
NDMI	<i>Normalized Difference Moisture Index</i>	6.542945	4.318405	-
LST	<i>Land Surface Temperature</i>	2.988417	2.589262	3.111599
CEM	<i>Continuo de Elevación Mexicano</i>	4.556382	1.505485	1.595356
pendiente	<i>Raster de inclinación del área</i>	1.376012	3.317529	2.069964

Para la primera fecha se obtuvieron 1,276 modelos candidatos con 1,243 de ellos con significancia estadística. En 841 modelos se cumplía el criterio para la tasa de omisión y únicamente en 3 de ellos el criterio AICc. Finalmente, en 2 modelos se alcanzaban todos los requisitos. Para la segunda fecha, de nuevo 1,276 modelos fueron generados para la calibración. En 1,266 existió significancia estadística. El criterio para la tasa de omisión fue cubierto por solo 36 modelos y el AICc por 2. La calibración quedó acotada a 2 modelos. En la última fecha los mismos modelos que en las dos anteriores fueron sometidos a los diferentes criterios. Un único modelo cumplió el criterio AICc, aunque 1,260 fueron significativos y 374 superaban la tasa de omisión. Por tanto, finalmente tenemos un único modelo seleccionado. En el Cuadro 32 se muestran los valores de evaluación obtenidos para los modelos seleccionados y las características resultantes.

Cuadro 32. Características resultantes para los modelos seleccionados (la letra “M” indica datos de obtención mixta y la letra “B” indica que se incluyeron mapas de idoneidad para cánidos y vacas como variables) tras la evaluación con base en la significancia estadística, la tasa de omisión y la complejidad del modelo. 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*: T = *threshold*, L= *linear*, Q = *quadratic*, P = *producto*, H = *hinge*.

Modelo, datos y fecha	pvalue-pROC	OR	AICc	feature types	variables	RM
Zacatucho-M-B-7nov17	0	0.0625	1569.52829	T	no correlacionadas	1.5
Zacatucho-M-B-10ene18	0	0.0625	1626.47708	T, H	todas	3.5
Zacatucho-M-B-29ene19	0	0.0625	1568.75808	L, T	todas	3

La evaluación final de estos modelos tuvo los siguientes resultados mostrados en el Cuadro 33.

Cuadro 33. Evaluación final realizada a los modelos seleccionados (la letra “M” indica datos de obtención mixta y la letra “B” indica que se incluyeron mapas de idoneidad para cánidos y vacas como variables); pvalue-pROC = valor de p en la prueba pROC, OR = tasa de omisión.

Modelo, datos y fecha	Relación media AUC	pvalue-pROC	OR
Zacatucho-M-B-7nov17	1.64948745	0	0.09090909
Zacatucho-M-B-10ene18	1.41403142	0	0.13636364
Zacatucho-M-B-29ene19	1.42821343	0	0.13636364

De igual forma que en el apartado anterior, se aplicó una evaluación a cada réplica de cada modelo. En los Cuadros 34, 35 y 36 se muestran los resultados de la evaluación para cada réplica del modelo final seleccionado.

Cuadro 34. Resultados de la evaluación para cada réplica del modelo final seleccionado (la letra “M” indica datos de obtención mixta y la letra “B” indica que se incluyeron mapas de idoneidad para cánidos y vacas como variables); pROC = valor para la prueba pROC, SD = desviación estándar, pvalue-pROC = valor de p para la prueba pROC. En verde aparece la réplica seleccionada.

Réplicas Zacatucho-M-B-7nov17	pROC	SD	pvalue-pROC
1	1.82	0.11	0
2	1.83	0.11	0
3	1.84157	0.09	0
4	1.84098	0.09	0
5	1.81	0.1	0
6	1.83	0.12	0
7	1.8	0.1	0
8	1.77	0.13	0
9	1.81	0.11	0
10	1.81	0.11	0

Cuadro 35. Resultados de la evaluación para cada réplica del modelo final seleccionado (la letra “M” indica datos de obtención mixta y la letra “B” indica que se incluyeron mapas de idoneidad para cánidos y vacas como variables); pROC = valor para la prueba pROC, SD = desviación estándar, pvalue-pROC = valor de p para la prueba pROC. En verde aparece la réplica seleccionada.

Réplicas Zacatuche-M-B-10ene18	pROC	SD	pvalue-pROC
1	1.709931	0.14	0
2	1.7	0.15	0
3	1.7	0.15	0
4	1.7	0.14	0
5	1.68	0.15	0
6	1.69	0.16	0
7	1.69	0.16	0
8	1.711552	0.14	0
9	1.714116	0.14	0
10	1.7	0.13	0

Cuadro 36. Resultados de la evaluación para cada réplica del modelo final seleccionado (la letra “M” indica datos de obtención mixta y la letra “B” indica que se incluyeron mapas de idoneidad para cánidos y vacas como variables); pROC = valor para la prueba pROC, SD = desviación estándar, pvalue-pROC = valor de p para la prueba pROC. En verde aparece la réplica seleccionada.

Réplicas Zacatuche-M-B-29ene19	pROC	SD	pvalue-pROC
1	1.67	0.14	0
2	1.67	0.14	0
3	1.71	0.15	0
4	1.68	0.14	0
5	1.68	0.15	0.002
6	1.72	0.14	0
7	1.71	0.13	0
8	1.69	0.14	0
9	1.68	0.14	0
10	1.72	0.13	0

5.5.g. Modelo de distribución final.

La síntesis de este modelo de distribución potencial consistió en la suma de todos los modelos de distribución obtenidos con $E=10$ y la selección de los píxeles donde al menos en la mitad de los modelos sea predicha presencia. La superficie ocupada potencialmente por el zacatuche, con base en este modelo de distribución final, alcanza los 132.5 km². Menos de la mitad de los 297.5 km² obtenidos en el modelo a macro-escala. La extensión del PNIP abarca 398.5 km². Con el modelo a macro-escala la distribución del zacatuche ocupa el 75% del

PNIP, mientras que, con este modelo, la distribución se reduce hasta el 33% del polígono del PNIP (Fig. 29).

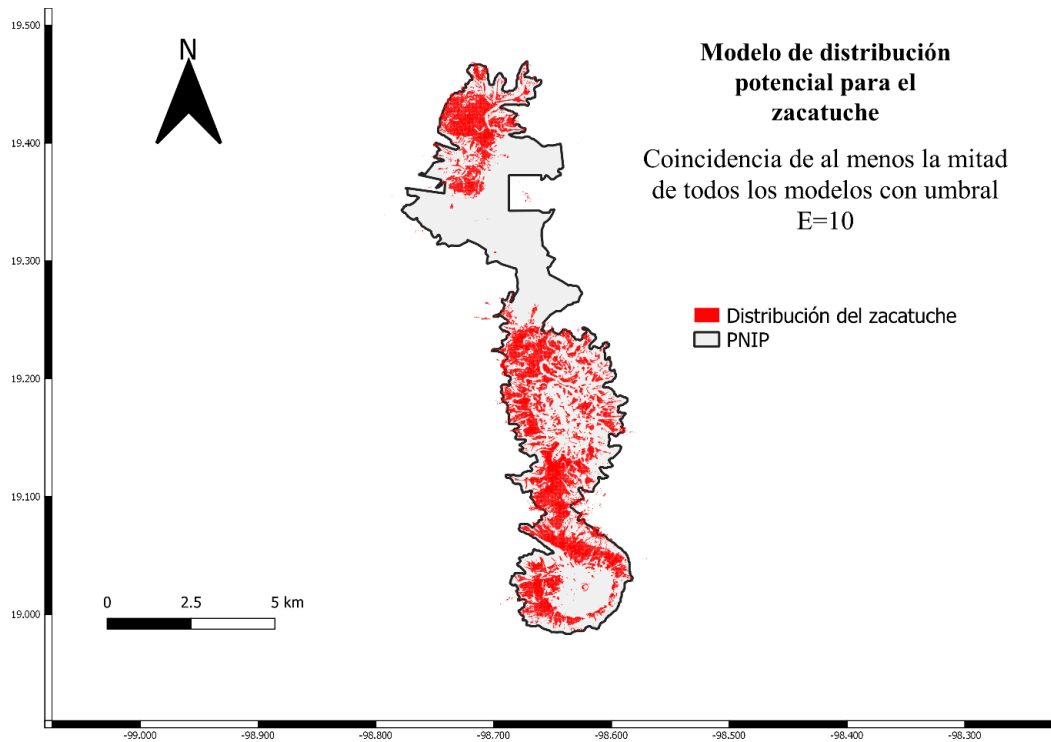


Figura 30. Modelo de distribución potencial para *Romerolagus diazi* en el Parque Nacional Iztaccíhuatl-Popocatepetl (PNIP). Todos los modelos obtenidos con el umbral E=10 se sumaron y se seleccionaron los pixeles donde al menos el 50% de los modelos prediga presencia.

5.5.h. Modelo de distribución reducido a un área de mayor idoneidad.

Uno de los objetivos del trabajo fue “proponer zonas prioritarias para la conservación del zacatuche dentro del Parque Nacional Iztaccíhuatl-Popocatepetl según el modelo de distribución obtenido. Cuando transformamos un modelo de idoneidad a un modelo binario se elige un umbral; es decir, una vez ordenados los valores de idoneidad para los puntos de presencia utilizados en el modelado de menor a mayor idoneidad, este umbral decide si un valor de idoneidad implica presencia o, si por el contrario, no es suficiente para interpretar presencia. Para establecer un modelo de distribución potencial el umbral E=10 es adecuado (Peterson *et al.*, 2008).

Una zona prioritaria para la conservación del zacatuche debe ser un área donde las condiciones de idoneidad resultantes sean las mejores. Por tanto, para este objetivo, se transformaron los modelos de idoneidad en modelos binarios con un umbral $E=50$. Se sumaron todos los modelos binarios y se seleccionaron los píxeles donde al menos la mitad de los modelos predecían presencia (Fig. 30).

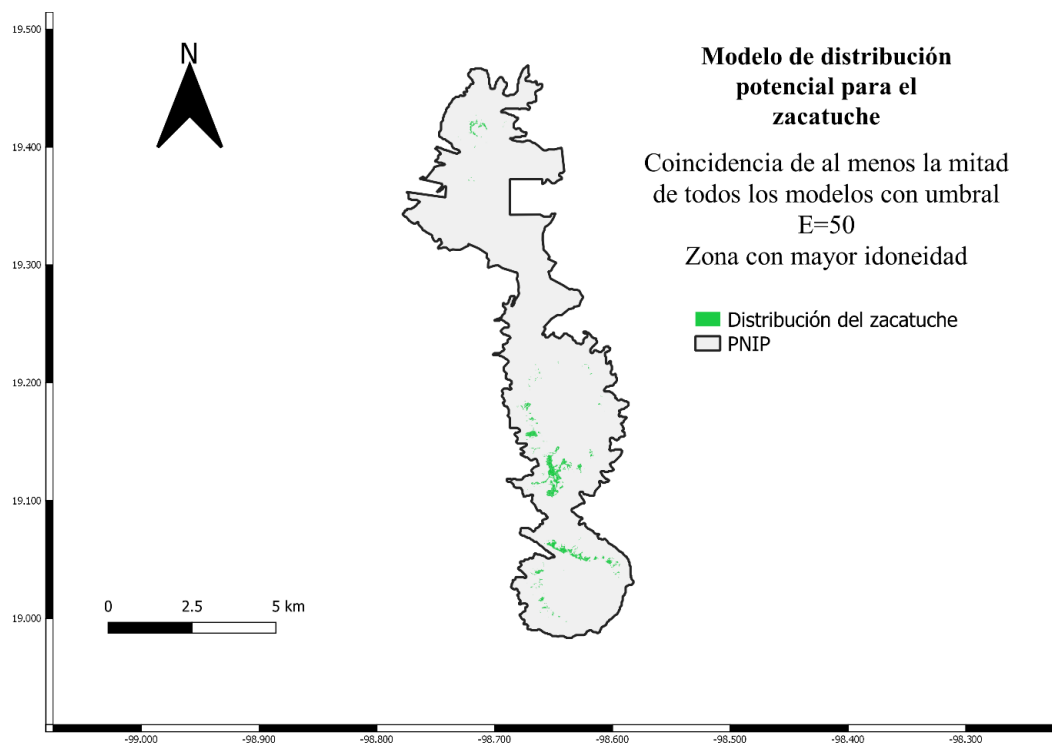


Figura 31. Modelo de distribución potencial con el área reducida a aquellas con mayor idoneidad para *Romerolagus diazi* en el Parque Nacional Iztaccíhuatl-Popocatepetl (PNIP). Todos los modelos obtenidos con el umbral $E=50$ se sumaron y se seleccionaron los píxeles donde al menos el 50% de los modelos prediga presencia.

El área aquí establecida como de mayor idoneidad abarca únicamente 7 km^2 . Estas zonas deben seleccionarse para cualquier estrategia de conservación que implique favorecer la supervivencia del zacatuche. Esta información se puede cruzar con la información obtenida en la caracterización de la vegetación (véase p. 39) para obtener un segundo mapa con las preferencias de vegetación para el zacatuche (Fig. 31).

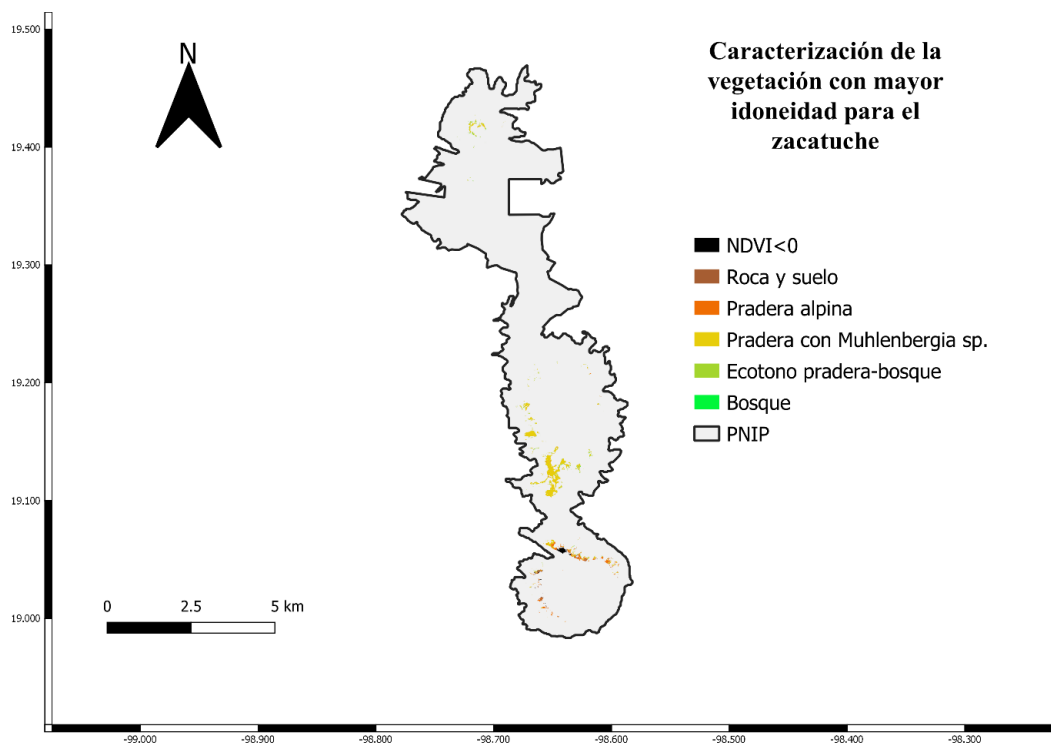


Figura 32. Caracterización de la vegetación delimitada por las áreas con mayor idoneidad ($E=50$).

Un NDVI de 0 – 0.1 nos refiere a un suelo desnudo con escasa vegetación. Este grupo, denominado en el mapa como roca y suelo, comprende 0.29 km² de esta zona de mayor idoneidad. El siguiente grupo, con un NDVI de 0.1 – 0.2 se corresponde con una pradera alpina dominada por *Muhlenbergia* sp. y por *Calamagrostis tolucensis*. Este segundo grupo abarca aproximadamente 1 km². Cuando el NDVI resulta entre 0.2 – 0.3 se describe como una pradera dominada fundamentalmente por *Muhlenbergia* sp. y se distribuye en 4.6 km² del área de mayor idoneidad, siendo el grupo con mayor presencia. Por tanto, se puede extrapolar la importancia de este taxón en la idoneidad biótica para el zacatuche.

5.5.i. Propuesta de polígonos para conservación.

Se obtuvieron cuatro polígonos (A, B, C y D) representados en la Figura 32.

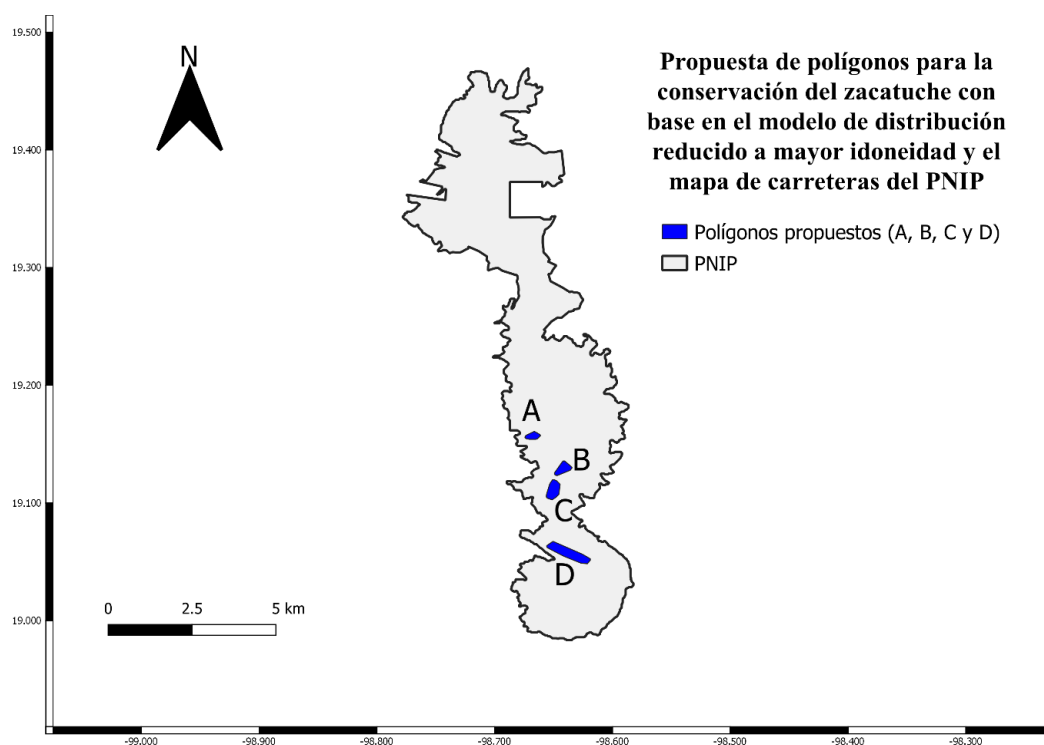


Figura 33. Polígonos propuestos para la conservación del zacatuche con base en el modelo de distribución reducido a áreas de mayor idoneidad (Fig. 30) y el mapa de carreteras Google Roads.

El polígono A posee un área de 0.69 km^2 y un perímetro de 3.33 km . El polígono B representa un área de 1.13 km^2 con una longitud perimetral de 4.39 km . Para el polígono C el área representada tiene 1.61 km^2 y un perímetro de 4.92 km . El polígono D tiene un área de 3.14 km^2 y un perímetro de 9.1 km . Las coordenadas para cada vértice externo se muestran en el Cuadro 37.

Cuadro 37. Coordenadas de los vértices que conforman cada uno de los polígonos propuestos.

Vértice	Longitud	Latitud
Polígono A		
1	-98.670676	19.15410191
2	-98.673186	19.15465969
3	-98.6740227	19.15521747
4	-98.6743016	19.15549636

5	-98.6743016	19.15577525
6	-98.6740227	19.15689082
7	-98.6737438	19.15716971
8	-98.6729071	19.15772749
9	-98.6723494	19.15800638
10	-98.6664927	19.16079528
11	-98.6662138	19.16079528
12	-98.6617515	19.15828527
13	-98.6611938	19.1574486
14	-98.6611938	19.15716971
15	-98.6637038	19.15465969
16	-98.6642615	19.1543808
17	-98.6650982	19.15410191
Polígono B		
1	-98.647807	19.12342401
2	-98.6492015	19.12426068
3	-98.6492015	19.12565513
4	-98.6425081	19.13513739
5	-98.6419503	19.13569517
6	-98.6405559	19.13569517
7	-98.6346992	19.13067515
8	-98.6344203	19.13039626
9	-98.6344203	19.12983848
10	-98.6355359	19.12816514
11	-98.6358147	19.12788625
12	-98.6466915	19.12342401
Polígono C		
1	-98.6514326	19.10278614
2	-98.6547793	19.1039017
3	-98.6553371	19.10418059
4	-98.6558948	19.10473837
5	-98.6561737	19.10529615

6	-98.6561737	19.10585393
7	-98.6558948	19.10780616
8	-98.6533848	19.11589397
9	-98.652827	19.11700953
10	-98.6508748	19.11979843
11	-98.6494804	19.11979843
12	-98.6475281	19.11896176
13	-98.6447392	19.11617286
14	-98.6444603	19.11589397
15	-98.6444603	19.11533619
16	-98.6455759	19.10724838
17	-98.6461337	19.1066906
18	-98.647807	19.10501726
19	-98.6511537	19.10278614
Polígono D		
1	-98.6215913	19.04840257
2	-98.6268903	19.04896035
3	-98.6413925	19.05481705
4	-98.6505959	19.05955818
5	-98.6553371	19.06206819
6	98.655616	19.06234708
7	-98.6558948	19.06318375
8	-98.6558948	19.06374153
9	-98.6505959	19.0673671
10	-98.650317	19.0673671
11	-98.6254958	19.05649039
12	-98.6188024	19.05258592
13	-98.6188024	19.05147036
14	-98.6213125	19.04840257

El total de superficie equivale a 6.57 km². El valor de rango hogareño reportado por Cervantes y Martínez Vázquez (1996) es de 2,500 m². Los polígonos propuestos podrían

albergar hasta 2,628 grupos de zacatuche. Si se reportan de dos a cinco zacatuches por grupo (Rizo-Aguilar *et al.*, 2014), la máxima capacidad de carga de estos polígonos sería de 5,256 – 13,140 individuos. Este resultado es un cálculo orientativo pues diferentes factores, como la depredación o enfermedades, pueden alterar el cómputo de individuos.

6. DISCUSIÓN

El estudio demuestra la diferencia entre la superficie ocupada potencialmente por el zacatuche en un modelo con predictores bioclimáticos con una escala de ≈ 1 km y en un modelo con predictores derivados de sensores remotos, topográficos y bióticos (véase 5.5.g., pág. 64). El modelado de nicho ecológico y su uso como hipótesis de distribución geográfica potencial o real se puede utilizar e incluir en procedimientos de priorización de áreas para la conservación (Sánchez-Cordero, Munguia y Peterson, 2004). El área de estudio de este trabajo ya es un área de conservación con decreto federal, pero la toma de decisiones de administración y manejo del parque deben concurrir bajo un marco teórico-práctico.

El resultado final es una propuesta de polígonos de conservación para el zacatuche con base en las áreas más idóneas según los predictores utilizados; además, se tuvo en consideración las vías de acceso con tráfico rodado que existen en el parque, ya que es una zona de significativa afluencia de turistas. Estas áreas se seleccionaron a través de sensores remotos para tres fechas determinadas, por lo que los índices de vegetación, humedad y temperatura superficial terrestre se espera que sean diferentes en otras épocas del año o en el futuro; aunque en el caso del zacatuche, debido a su pequeño rango hogareño (Cervantes y Martínez-Vázquez, 1996), no se presentarán variaciones de distribución significativas entre las diferentes épocas del año. A largo plazo, en función del calentamiento global, sí podrían existir variaciones, ya que en las montañas existe el gradiente de temperatura altitudinal por el que las especies deberán moverse cuesta arriba (Gottfried *et al.*, 2012) que inevitablemente resulta en la imposibilidad de alcanzar condiciones óptimas, pudiendo desembocar esta situación en la extinción de algunas especies (Colwell *et al.*, 2008). El siguiente paso podría ser la selección de áreas de mayor idoneidad dentro del parque bajo los diferentes escenarios de cambio climático.

6.1 El método

La información de sensor remoto, así como la información topográfica, se obtuvieron de fuentes gratuitas y de libre acceso. La resolución del satélite Landsat 8 con sus sensores OLI/TIRS C1 (USGS, 2013a) es de 30 metros (véase Cuadro 2 en pág. 22), pero existen otras fuentes de datos provenientes de otros satélites como RapidEye, SPOT o SENTINEL 2A con diferentes resoluciones espaciales, aunque Landsat 8 presenta una de las mejores resoluciones espaciales para la banda térmica (He *et al.*, 2015), lo que permitió el cálculo de la temperatura superficial terrestre.

El uso de información derivada de productos satelitales es una potente herramienta que permite obtener modelos con un mejor desempeño en escalas pequeñas. En este trabajo se incluyó al NDVI dentro de los predictores abióticos, aunque también puede interpretarse como predictor biótico (He *et al.*, 2015). Este índice espectral de vegetación está conformado por las reflectancias o radiancias de la banda roja y la infrarroja cercana (Tucker, 1979), relacionándose con la abundancia de clorofila y la actividad fotosintética (Myneni *et al.*, 1995). Por tanto, diferentes especies de plantas tienen diferente anatomía foliar que deriva en variaciones en la reflectancia capturada por los sensores remotos (He, Zhang y Zhang, 2009). Aunque es posible encontrar áreas con distinta vegetación donde el índice calculado sea similar (por ejemplo, debido a motivos estacionales), lo que limita la comparación entre estudios localizados en áreas geográficas no análogas. La identificación de la vegetación *in situ* y su posterior relación con los índices resultantes favorece la replicación del estudio. En el futuro, la adición a los catálogos de flora de los valores de NDVI discriminándolos estacional, altitudinal y latitudinalmente podría facilitar el muestreo y el conocimiento de la vegetación de un área; y su posterior relación con la distribución geográfica de los animales.

La integración de las interacciones bióticas como predictores bióticos en el proceso de modelado es una tarea compleja desde el punto de vista teórico, por lo que no existe un

consenso. Las interacciones bióticas han sido incluidas en escalas grandes mediante modelos aditivos generalizados (*e.g.* Araújo y Luoto, 2007; Heikkinen *et al.*, 2007) y algunos estudios integran las interacciones mediante modelos mecanísticos desde la ecología fisiológica (*e.g.* Kearney y Porter, 2009). El tipo de interacción que se constituye entre dos individuos también se tiene que considerar, por ejemplo, se puede encontrar un balanceo entre mutualismo y parasitismo (Cheney y Côté, 2005). Por tanto, inferir la identidad de las interacciones entre especies no es posible utilizando únicamente métodos estadísticos correlativos de datos espacialmente explícitos sin tener la evidencia del tipo de interacción (Wisz *et al.*, 2013). En este estudio, se utilizaron cánidos como el coyote, porque se tienen evidencias de que depreda al zacatuche y ganado, ya que este último se observó en campo como se alimentaba de zacatonal. Los modelos de idoneidad de estos interactuantes fueron utilizados como predictores evaluándolos junto con los demás predictores abióticos. En diferentes escenarios, el uso únicamente de estos predictores bióticos obtuvo la mejor evaluación y fueron seleccionados para crear el modelo final (véase Cuadro 26 en pág. 59). En este estudio, se buscó la inclusión de diferentes grupos de variables, entre ellos la idoneidad de especies interactuantes, con diferentes fuentes de datos para obtener un mayor espectro de información. Debido a que las evaluaciones se rigen por métodos estadísticos y no se puede asegurar que los resultados de los modelos finales seleccionados garanticen la distribución geográfica verdadera, se optó por sumar todos los modelos y seleccionar únicamente aquellos pixeles donde al menos la mitad de ellos coinciden para tener una mayor certeza.

6.2 Distribución potencial del zacatuche, conservación y perspectivas de futuro

Los resultados obtenidos con el modelo de distribución potencial a macro-escala muestran que la ocupación del zacatuche dentro del polígono del parque alcanza el 75% de su

superficie. Muy probablemente esto no sea cierto y la administración del parque no posea la información necesaria para determinar el área idónea para implementar una estrategia de conservación en caso de ser necesaria. Por este motivo, la búsqueda de un área de distribución más ajustada, con otra metodología, es necesaria para dotar al parque del conocimiento necesario. Los resultados obtenidos con el modelo de distribución potencial a micro-escala reducen significativamente la ocupación del zacatuche dentro del polígono del PNIP hasta un 33% del total.

El zacatuche ha sido objeto de estudio de diversos estudios. Velázquez y Bocco (1994) consideraron a la agricultura como uno de los factores que más amenazaba a esta especie, los cuales establecieron zonas con diferente grado de idoneidad con base en este factor de riesgo. Posteriormente, el trabajo con las comunidades rurales fue adquiriendo mayor importancia y se propusieron tres zonas principales en la Sierra Chichinautzin y la Sierra de las Cruces: (1) áreas destinadas a cultivos tradicionales de bajo impacto, (2) áreas para prácticas agroforestales y (3) áreas núcleo divididas en las diferentes necesidades de conservación; atendiendo a criterios florísticos, paisajísticos y de uso de las comunidades (Velázquez *et al.*, 2003). Algunos autores han demostrado que la estructura de la vegetación y el rango altitudinal se relacionan directamente con la abundancia de *R. diazi* (Rizo-Aguilar *et al.*, 2015); el porcentaje de cubierta de zacatón, de hierba corta y de cubierta de matorral tiene una relación positiva con la abundancia de zacatuche; mientras que el bosque cerrado, la hierba alta, el pasto para ganado, la caza, el terreno desnudo y la inclinación tienen una relación negativa con la abundancia del conejo (Hunter y Cresswell, 2015). En este trabajo, se concuerda con estos resultados desde una perspectiva diferente. En la presente tesis se demostró que la idoneidad y la distribución potencial no es uniforme en el área del parque mediante el uso de técnicas de modelación y el cruce de información con los datos derivados de productos satelitales. La pradera alpina dominada por *Muhlenbergia* sp. constituye la zona

más idónea para el establecimiento de zacatuche en el PNIP, seguida por la pradera alpina compuesta de *Muhlenbergia* sp. y *Calamagrostis tolucensis*, ambas pertenecientes a la familia Poaceae. Las relaciones entre el conejo de los volcanes y las comunidades de plantas fueron estudiadas con gran acierto por Velázquez y Heil (1996) en los volcanes Pelado y Tláloc, donde las asociaciones de *Festuca tolucensis* y *Trisetum spicatum-Festuca tolucensis* tenían la mayor abundancia de zacatuche. Si bien es cierto que el estudio florístico de este trabajo no fue el objetivo principal, la inclusión de este nos permitió corroborar la importancia de la pradera alpina descubierta de árboles en la distribución de *R. diazi*.

Las estrategias de conservación se deben enfocar en preservar las praderas alpinas presentes en los polígonos propuestos, evitando el acceso de turistas y personal no cualificado a esas áreas en concreto. El tráfico rodado, durante su paso por las vías aledañas a estas zonas, debe controlar su velocidad y la emisión de ruidos, junto con otras prácticas de aminoramiento de impacto humano como evitar el vertido de desechos inorgánicos y orgánicos.

En los próximos años, se debe continuar realizando estudios dentro del parque de manera conjunta con la administración y las comunidades, para dotar de herramientas actualizadas a los tomadores de decisiones. Las condiciones abióticas y bióticas del área variarán y las herramientas metodológicas en el futuro ofrecerán diferentes enfoques que posibilitarán el aumento de información acerca de uno de los lagomorfos más amenazados y a su vez, emblemático de México: el zacatuche.

7. CONCLUSIONES

1. Los modelos de distribución que utilizan escalas de ≈ 1 km no son útiles para estudiar procesos ecológicos como interacciones bióticas. La distribución de otras especies puede afectar a la distribución de la especie en estudio; además, la mayor parte de las especies solo utilizan una parte de un píxel de este tamaño debido a la heterogeneidad ambiental existente en escalas más finas.

2. Los modelos de distribución geográfica son una herramienta útil para la conservación y deben ser generados con alta precisión e interpretados de forma estricta para no incurrir en prácticas de conservación poco útiles o estériles, las cuales pueden poner en riesgo no solo a la especie objetivo sino que también a otros taxones.

3. El resultado final de un modelo de distribución potencial a partir de un modelo de idoneidad está fuertemente influenciado por las diferentes configuraciones y parametrizaciones existentes. Es recomendable usar métodos que permitan estandarizar el proceso de calibración de un modelo.

4. Los predictores ambientales usados en este trabajo provienen de tres fechas concretas. Todas las fechas son de la temporada seca en México. Por tanto, los modelos resultantes pueden considerarse como informativos para la temporada seca. Si bien es cierto que el zacatuche tiene un ámbito hogareño muy pequeño y es posible que en la temporada de lluvias su ubicación será la misma.

5. Las interacciones aquí consideradas (depredación por cánidos y competencia por explotación de las vacas) constituyen una herramienta más de información a la hora de determinar la idoneidad para una especie en peligro, sin embargo, pueden resultar insuficientes al considerar todo el sistema ecológico de la zona.

6. Los esfuerzos de conservación del zacatuche deben enfocarse en las áreas más idoneas para el animal. Por tanto, en caso de ser necesario, los resultados obtenidos en el modelo de distribución final reducido a áreas con mayor idoneidad, además de los polígonos propuestos, deben ser utilizados como base teórica y práctica para proponer y ejecutar cualquier estrategia de conservación *in situ*.

7. La vegetación que aparece dentro de la distribución reducida del teporingo debe ser conservada. La pradera con *Muhlenbergia* sp. es prioritaria, lo cual implica no realizar plantaciones de pino que creen un bosque en el área.

8. El polígono del Parque Nacional Iztaccíhuatl-Popocatepetl está bien diseñado para proteger al zacatuche.

9. La conservación de un área o de una especie no finaliza con la declaración de Áreas Naturales Protegidas. Es necesario un trabajo continuado de actualización para tener herramientas de conservación precisas dentro de las áreas protegidas.

8. LITERATURA CITADA

- Abraczinskas, L. (2016). *MSU Mammalogy, Ornithology and Vertebrate Paleontology Collections. Version 8.1*. Michigan State University Museum.
- Akaike, H. (1974). A new look at the statistical model identification. *Selected Papers of Hirotugu Akaike*, 215-222.
- Araújo, M. y Luoto, M. (2007). The importance of biotic interactions for modelling species distributions under climate change. *Global Ecology and Biogeography*, 16(6), 743–753.
- Ariza, A. (2013). Descripción y Corrección de Productos Landsat 8 LDCM (Landsat Data Continuity Mission). *Knowledge Portal*.
- Armesto, J. y Villagrán, C. (1987). Interferencia y coexistencia de dos especies arbustivas en el semidesierto altoandino del norte de Chile. *Archivos de Biología y Medicina Experimentales*, 20, 63-69.
- Arroyo-Cabrales, J. (2018a). *Catálogo de los mamíferos de México en resguardo de The Natural History Museum (London), Inglaterra. Version 1.5*. Comisión nacional para el conocimiento y uso de la biodiversidad.
- Arroyo-Cabrales, J. (2018b). *La mastofauna del cuaternario tardío de México. Version 1.5*. Comisión nacional para el conocimiento y uso de la biodiversidad.
- Austin, M. (2002). Spatial prediction of species distribution: an interface between ecological theory and statistical modelling. *Ecological Modelling*, 157(2-3), 101–118.
- Austin, M. (2007). Species distribution models and ecological theory: A critical assessment and some possible new approaches. *Ecological Modelling*, 200(1-2), 1-19.
- Austin, M. y Smith, T. (1989). A new model for the continuum concept. *Vegetatio*, 83, 35–47.

- Avdan, U. y Jovanovska, G. (2016). Algorithm for Automated Mapping of Land Surface Temperature Using LANDSAT 8 Satellite Data. *Journal of Sensors*, 2016.
- Barrera, A. (1966). Redefinición de *Cediopsylla* Jordan y *Hoplopsyllus*. Nuevas especies, comentarios sobre el concepto de relicto y un caso de evolución convergente. *Revista de la Sociedad Mexicana de Historia Natural* (27), 67-83.
- Barsi, J., Schott, J., Hook, S., Raqueno, N., Markham, B. y Radocinski, R. (2014). Landsat-8 thermal infrared sensor (TIRS) vicarious radiometric calibration. *Remote Sensing*, 6(11), 11607–11626.
- Barve, N., Barve, V., Jiménez-Valverde, A., Lira-Noriega, A., Maher, S., Peterson, A., ... y Villalobos, F. (2011). The crucial role of the accessible area in ecological niche modeling and species distribution modeling. *Ecological Modelling*, 222(11), 1810-1819.
- Brown, J. y Munger, J. (1985). Experimental Manipulation of a Desert Rodent Community: Food Addition and Species Removal. *Ecology*, 83, 1545-1563.
- Bruno, J., Stachowicz, J. y Bertness, M. (2003). Inclusion of facilitation into ecological theory. *Trends in Ecology and Evolution*, 18(3), 119-125.
- Bucci, M. (2016). *UAZ Mammals. Version 5.1*. University of Arizona Museum of Natural History.
- Burnham, K. y Anderson, D. (2002). *Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach* (Segunda ed.). Berlin, Alemania: Springer-Verlag.
- Cano-Reveles, J. (2018). *Restauración, protección y manejo de ecosistemas del Parque Nacional Pico de Orizaba y su área de influencia, en colaboración con SEMARNAT, CONANP, CONAFOR y PROFEPA. Version 1.5*. Comisión nacional para el conocimiento y uso de la biodiversidad.

- Ceballos-González, G. (2018). *Actualización de la base de datos del Atlas Mastozoológico de México*. Comisión nacional para el conocimiento y uso de la biodiversidad.
- Cervantes, F. (1982). Observaciones sobre la reproducción del Zacatuche o Teporingo *Romerolagus diazi* (Mammalia: Lagomorpha). *Doñana-Acta Vertebrata*, 9, 416-420.
- Cervantes, F. (2018a). *Actualización de la base de datos del estado de Morelos de la Colección Nacional de Mamíferos del Instituto de Biología, UNAM. Version 1.5*. Comisión nacional para el conocimiento y uso de la biodiversidad.
- Cervantes, F. (2018b). *Código de barras de ejemplares de la Colección Nacional de Mamíferos del Instituto de Biología, UNAM. Version 1.5*. Comisión nacional para el conocimiento y uso de la biodiversidad.
- Cervantes, F. y Martínez-Vázquez, J. (1996). Historia natural del conejo zacatuche o teporingo (*Romerolagus diazi*). En A. Velázquez, F. Romero y J. López-Paniagua, *Ecología y conservación del conejo zacatuche y su hábitat* (págs. 29-40). Ciudad de México: Universidad Nacional Autónoma de México-Fondo de Cultura Económica.
- Chase, J. y Leibold, M. (2003). *Ecological Niches: Linking Classical and Contemporary Approaches*. Chicago and London: University of Chicago Press.
- Cheney, K. y Côté, I. (2005). Mutualism or parasitism? The variable outcome of cleaning symbioses. *Biology Letters*, 1(2), 162-165.
- 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).
- Colwell, R. y Rangel, T. (2009). Hutchinson's duality: the once and future niche. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106(Supplement 2), 19651-19658.
- Colwell, R., Brehm, G., Cardelús, C., Gilman, A. y Longino, J. (2008). Global warming, elevational range shifts, and lowland biotic attrition in the wet tropics. *Science*, 322(5899), 258-261.

- CONANP. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (2013). *Programa de Manejo Parque Nacional Iztaccíhuatl Popocatepetl*. Ciudad de México.
- Conroy, C. (2019). *MVZ Mammal Collection (Arctos)*. Version 35.25. Museum of Vertebrate Zoology.
- Cuervo-Robayo, A., Téllez-Valdés, O., Gómez-Albores, M., Venegas-Barrera, C., Manjarrez, J. y Martínez-Meyer, E. (2014). An update of high-resolution monthly climate surfaces for Mexico. *International Journal of Climatology*, 34, 2427 – 2437.
- Darwin, C. (1859). *On the Origin of Species by Means of Natural Selection, or the Preservation of Favoured Races in the Struggle for Life*. London: J. Murray.
- Dash, P., Göttsche, F. M., Olesen, F. S. y Fischer, H. (2005). Separating surface emissivity and temperature using two-channel spectral indices and emissivity composites and comparison with a vegetation fraction method. *Remote Sensing of Environment*, 96, 1-17.
- Del Val, E. y Boege, K. (2012). ¿Por qué estudiar las interacciones bióticas? En E. Del Val y K. Boege, *Ecología y evolución de las interacciones bióticas* (págs. 11-13). Ciudad de México: Fondo de Cultura Económica, UNAM, Instituto de Ecología.
- Elith, J., Phillips, S., Hastie, T., Dudík, M., Chee, Y. y Yates, C. (2011). A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and Distributions*, 17(1), 43–57.
- Elton, C. (1927). *Animal Ecology*. London: Sedgwick and Jackson.
- Escalante, T. (2014). Modelos de distribución de especies de mamíferos y suculentas de la Faja Volcánica Transmexicana. Ciudad de México: Universidad Nacional Autónoma de México. Facultad de Ciencias. Bases de datos SNIB-CONABIO_Mamíferos, proyecto No. JM055.

- Escobar-Ocampo , M. (2018). *Sistematización de las colecciones científicas del Instituto de Historia Natural y Ecología, (IHNE) Chiapas*. Comisión nacional para el conocimiento y uso de la biodiversidad.
- Fa, J. y Bell, D. (1990). The volcano rabbit *Romerolagus diazi*. En J. Chapman y J. Flux (Edits.), *Rabbits, Hares and Pikas. Status Survey and Conservation Action Plan* (págs. 143-146). Oxford, UK: IUCN/SSC Lagomorph Specialist Group.
- Fithian, W., Elith, J., Hastie, T. y Keith, D. (2015). Bias correction in species distribution models: pooling survey and collection data for multiple species. *Methods in Ecology and Evolution*, 6(4), 424-438.
- Galindo-Leal, C. y Velázquez, A. (1996). Recomendaciones para la conservación del zacatuche. En A. Velázquez, F. Romero y J. López-Paniagua, *Ecología y conservación del conejo zacatuche y su hábitat* (págs. 147-157). Ciudad de México: Universidad Nacional Autónoma de México-Fondo de Cultura Económica.
- Garner, H. (2016). *TTU Mammals Collection. Version 9.1*. Museum of Texas Tech University (TTU).
- Gaxiola, A. y Armesto, J. (2012). Competencia. En E. Val y K. Boege, *Ecología y evolución de las interacciones bióticas* (págs. 15-42). Ciudad de México: Fondo de Cultura Económica, Instituto de Ecología, UNAM.
- Gervasi, V., Nilsen, E., Sand, H., Panzacchi, M., Rauset, G., Pedersen, H., ... y Linnell, J. (2012). Predicting the potential demographic impact of predators on their prey: a comparative analysis of two carnivore-ungulate systems in Scandinavia. *Journal of Animal Ecology*, 81, 443–454.
- Google, Inc. (s.f.). *Google Roads*. Recuperado el 5 de septiembre de 2019, de <https://mt1.google.com/vt/lyrs=h&x={x}&y={y}&z={z}>

- Gottfried, M., Pauli, H., Futschik, A., Akhalkatsi, M., Barančok, P., Alonso, J., ... y Grabherr, G. (2012). Continent-wide response of mountain vegetation to climate change. *Nature Climate Change*, 2(2), 111-115.
- Grant, S. y Ferguson, A. (2019). *Field Museum of Natural History (Zoology) Mammal Collection. Version 9.6*. Field Museum.
- Grinnell, J. (1917). The niche-relationships of the California Thrasher. *Auk*, 34, 427–433.
- Guisan, A. y Thuiller, W. (2005). Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters*, 8, 993–1009.
- Guisan, A. y Zimmermann, N. (2000). Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, 135, 147–186.
- Halfpeter, G. y Moreno, C. (2005). Significado biológico de las diversidades alfa, beta y gamma. En G. Halfpeter, J. Soberón, P. Koleff, y A. Melic, *Sobre Diversidad Biológica: El significado de las Diversidades alfa, beta y gamma* (Vol. 4, págs. 5-18). Zaragoza: m3m: Monografías Tercer Milenio.
- He, K., Bradley, B., Cord, A., Rocchini, D., Tuanmu, M. N., Schmidtlein, S., ... y Pettorelli, N. (2015). Will remote sensing shape the next generation of species distribution models? *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 1(1), 4-18.
- He, K., Zhang, J. y Zhang, Q. (2009). Linking variability in species composition and MODIS NDVI based on beta diversity measurements. *Acta Oecologica*, 35(1), 14-21.
- Heikkinen, R., Luoto, M., Virkkala, R., Pearson, R. y Korber, J. (2007). Biotic interactions improve prediction of boreal bird distributions at macro-scales. *Global Ecology and Biogeography*, 16(6), 754–763.
- Hijmans, R., Cameron, S., Parra, J., Jones, P. y Jarvis, A. (2005). Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 25(15), 1965-1978.

- Hijmans, R., Phillips, S., Leathwick, J. y Elith, J. (2017). dismo: Species Distribution Modeling. *Circles*, 9(1), 1-68.
- Hoffman, A., Cervantes, F. y Morales-Malacara, J. (1994). Ectoparásitos del conejo zacatuche (*Romerolagus diazi*). *Anales del Instituto de Biología. Serie Zoología*, 65(1), 209-215.
- Holway, D. (1999). Competitive Mechanism Underlying the Displacement of Native Ants by the Invasive Argentine Ant. *Ecology*, 78, 238-251.
- Hunter, M. y Cresswell, W. (2015). Factors affecting the distribution and abundance of the Endangered volcano rabbit *Romerolagus diazi* on the Iztaccihuatl volcano, Mexico. *Oryx*, 49(2), 366-375.
- Hutchinson, G. (1957). Concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology*, 22, págs. 415-427.
- Hutchinson, G. (1978). *An Introduction to Population Ecology*. New Haven: Yale University Press.
- Iloldi-Rangel, P. y Escalante, T. (2008). De los modelos de nicho ecológico a las áreas de distribución geográfica. *Biogeografía*, 3, 7-12.
- iNaturalist.org. (1 de abril de 2019). *iNaturalist Research-grade Observations*.
- INEGI. Instituto Nacional de Estadística y Geografía (2010). *Censo de Población y Vivienda 2010. Principales resultados por localidad (ITER)*.
- INEGI. Instituto Nacional de Estadística y Geografía (2013). *Continuo de Elevaciones Mexicano (CEM)*. Recuperado el 7 de mayo de 2019, de <http://www.beta.inegi.org.mx/app/geo2/elevacionesmex/>
- Jackson, S. y Overpeck, J. (2000). Responses of plant populations and communities to environmental changes of the late Quaternary. *Paleobiology*, 26, 194-220.

- James, F., Johnston, R., Warner, N., Niemi, G. y Boecklen, W. (1984). The Grinnellian niche of the Wood Thrush. *The American Naturalist*, 124, 17–47.
- Jordano, P., Vázquez, D. y Bascompte, J. (2009). Redes complejas de interacciones mutualistas planta-animal. En R. Medel, M. Aizen y R. Zamora, *Ecología y Evolución de Interacciones Planta-Animal* (págs. 17-41). Editorial Universitaria.
- 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), e0202403.
- Kearney, M. y Porter, W. (2009). Mechanistic niche modelling: combining physiological and spatial data to predict species' ranges. *Ecology Letters*, 12(4), 334-350.
- Kurta, A. (2018). *T. L. Hankinson Vertebrate Museum (EMU) Mammal Collection*. T. L. Hankinson Vertebrate Museum, Eastern Michigan.
- Lawler, J., White, D., Sifneos, J. y Master, L. (2003). Rare Species and the Use of Indicator Groups for Conservation Planning. *Conservation Biology*, 17(3), 875-882.
- Leibold, M. (1996). The niche concept revisited: mechanistic models and community context. *Ecology*, 76, 1371–1382.
- León-Paniagua, L. (2018). *Actualización de la base de datos de la Colección de mamíferos del Museo de Zoología 'Alfonso L. Herrera'*. Version 1.5. Comisión nacional para el conocimiento y uso de la biodiversidad.
- Lobo, J., Jiménez-Valverde, A. y Real, R. (2008). AUC: a misleading measure of the performance of predictive distribution models. *Global Ecology and Biogeography*, 17, 145-151.
- López-Vidal, J. (2018a). *Computarización de las colecciones de vertebrados terrestres de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, IPN - Fases 2 y 3*. Comisión nacional para el conocimiento y uso de la biodiversidad.

- López-Vidal, J. (2018b). *Computarización de las colecciones de vertebrados terrestres de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, IPN Fase 1: Estado de México, Hidalgo, San Luis Potosí y Tlaxcala*. Comisión nacional para el conocimiento y uso de la biodiversidad.
- López-Wilchis, R. (2018). *Base de datos de mamíferos de México depositados en colecciones de Estados Unidos y Canadá. Version 1.5*. Comisión nacional para el conocimiento y uso de la biodiversidad.
- MacArthur, R. (1968). The theory of the niche. En K. Lewontin (Ed.), *Population Biology and Evolution* (págs. 159–176). Syracuse: Syracuse University Press.
- Magaña-Cota, G. (2018). *Colección científica del Museo de Historia Natural Alfredo Dugés*. Comisión nacional para el conocimiento y uso de la biodiversidad.
- McCormack, J. (2019). *MLZ Mammal Collection (Arctos). Version 33.24*. Moore Laboratory of Zoology.
- 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.
- Merow, C., Smith, M. y Silander Jr., J. (2013). A practical guide to MaxEnt for modeling species' distributions: what it does, and why inputs and settings matter. *Ecography*, 36(10), 1058-1069.
- Mitchell, M. y Powell, R. (2003). Linking fitness landscapes with behavior and distribution of animals. En J. Bissonette y I. Storch (Edits.), *Landscape ecology and resource management: linking theory with practice* (págs. 93–124). Washington, D.C.: Island Press.
- Mitchell, S. (2005). How useful is the concept of habitat?—a critique. *Oikos*, 110, 634-638.
- Montgomery, D. y Peck, E. (1992). *Introduction to linear regression analysis (2nd ed.)*. New York: Wiley.

- Morris, P. (2019). *Museum of Comparative Zoology, Harvard University. Version 162.146.*
Harvard University Museum. Museum of Comparative Zoology, Harvard University.
- Morrone, J., Escalante, T. y Rodríguez-Tapia, G. (2017). Mexican biogeographic provinces: Map and shapefiles. *Zootaxa*, 4277(2), 277–279.
- Muscarella, R., Galante, P., Soley-Guardia, M., Boria, R., Kass, J. y Uriarte, M. (2014). ENMeval: An R package for conducting spatially independent evaluations and estimating optimal model complexity for Maxent ecological niche models. *Methods in Ecology and Evolution*, 5, 1198–1205.
- Myneni, R., Hall, F., Sellers, P. y Marshak, A. (1995). The interpretation of spectral vegetation indexes. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 33(2), 481-486.
- Natural History Museum. (2019). *Natural History Museum (London) Collection Specimens.*
- Nilsson, P. (2001). Predator behavior and prey density: evaluating density-dependent intraspecific interactions on predator functional responses. *Journal of Animal Ecology*, 70, 14-19.
- Orrell, T. y Hollowell, T. (2018). *NMNH Extant Specimen Records. Version 1.19.* National Museum of Natural History, Smithsonian Institution.
- Osorio-Olvera, L., Vijay Barve, Narayani Barve, Soberón, J. y Falconi, M. (2018). ntbox: From getting biodiversity data to evaluating species distribution models in a friendly GUI environment. R package version 0.2.5.4. Obtenido de <https://github.com/luismurao/ntbox>
- Peterson, A. (2003). Predicting the geography of species' invasions via ecological niche modeling. *The Quarterly Review of Biology*, 78, 419–433.
- Peterson, A. (2006). Uses and requirements of ecological niche models and related distributional models. *Biodiversity Informatics*, 3, 59–72.

- 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., Anderson, R. y Schapire, R. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190(3-4), 231-259.
- Phillips, S., Anderson, R., Dudík, M., Schapire, R. y Blair, M. (2017). Opening the black box: an open-source release of Maxent. *Ecography*, 40(7), 887–893.
- Polanía, Y., Mora, J., Serrano, R. y Piñeros, R. (2013). Movimiento de ganado en pastoreo en un sistema silvopastoril del valle cálido del Magdalena tolimense (Colombia). *Revista Colombiana de Ciencia Animal*, 6(1), 59-67.
- Prestridge, H. (2018). *Biodiversity Research and Teaching Collections - TCWC Vertebrates. Version 9.2*. Texas A&M University Biodiversity Research and Teaching Collections.
- Prieto-Torres, D. y Pinilla-Buitrago, G. (2017). Estimating the potential distribution and conservation priorities of *Chironectes minimus* (Zimmermann, 1780) (Didelphimorphia: Didelphidae). *Therya*, 8(2), 131-144.
- QGIS Development Team. (2019). QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org>.
- Radosavljevic, A. y Anderson, R. (2014). Making better Maxent models of species distributions: complexity, overfitting and evaluation. *Journal of biogeography*, 41(4), 629-643.
- Ramírez-Pulido, J. (2018). *Biodiversidad mastozoológica del Eje Volcánico Transversal. Version 1.5*. Comisión nacional para el conocimiento y uso de la biodiversidad.
- Rizo-Aguilar, A., Guerrero, J., Hidalgo-Mihart, M. y González-Romero, A. (2015). Relationship between the abundance of the Endangered volcano rabbit *Romerolagus*

- diazi and vegetation structure in the Sierra Chichinautzin mountain range, Mexico. *Oryx*, 49(2), 360-365.
- Rizo-Aguilar, A., Guerrero, J., Montoya-Lara, A. y Valdespino, C. (2014). Physiological stress in volcano rabbit *Romerolagus diazi* populations inhabiting contrasting zones at the Corredor Biológico Chichinautzin, Mexico. *Mammalian Biology*, 79(6), 357-361.
- Rouse, J., Haas, R., Schell, J. y Deerin, D. (1973). Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS. N. SP-351. 1, págs. 309-317. Washington. NASA: Third ERTS Symposium.
- Royal Belgian Institute of Natural Sciences. (2017). *RBINS DaRWIN*.
- RStudio Team. (2018). *RStudio: Integrated Development Environment for R*. Boston, MA: RStudio, Inc. Obtenido de <http://www.rstudio.com/>
- Sánchez-Cordero, V. (2018). *Fortalecimiento de la Colección de fotocolectas biológicas (CFB): una propuesta del uso de la imagen digital al servicio del conocimiento de la biodiversidad. Versión 1.5*. Comisión nacional para el conocimiento y uso de la biodiversidad.
- Sánchez-Cordero, V., Munguia, M. y Peterson, A. (2004). GIS-based predictive biogeography in the context of conservation. Sunderland, MA, USA: Sinauer.
- Sánchez-Cordero, V., Stockwell, D., Sarkar, S., Liu, H., Stephens, C. y Giménez, J. (2008). Competitive interactions between felid species may limit the southern distribution of bobcats *Lynx rufus*. *Ecography*, 31(6), 757-764.
- Schmidt, C. (2016). *FHSM Mammals Collection*. Fort Hays Sternberg Museum of Natural History.
- SEMARNAT. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (2013). Diario Oficial. *ACUERDO por el que se da a conocer el resumen del Programa de Manejo del Parque Nacional Iztaccíhuatl*. México.

- SEMARNAT. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (2010). Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010. *Diario Oficial de la Federación (DOF)*.
- Sih, A., Englund, G. y Wooster, D. (1998). Emergent impacts of multiple predators on prey. *Trends in Ecology and Evolution*, 13, 350–355.
- Slade, N. (2019). *KUBI Mammalogy Collection. Version 26.20*. University of Kansas Biodiversity Institute.
- Soberón, J. (2007). Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. *Ecology Letters*, 10, 1115–1123 .
- Soberón, J. y Peterson, A. (2005). Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. *Biodiversity Informatics*, 2, 1-10.
- Soberón, J., Osorio-Olvera, L. y Peterson, T. (2017). Diferencias conceptuales entre modelación de nichos y modelación de áreas de distribución. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 88(2), 437-441.
- Sobrino, J. y Raissouni, N. (2000). Toward remote sensing methods for land cover dynamic monitoring: application to Morocco. *International Journal of Remote Sensing*, 21(2), 353–366.
- Sobrino, J., Jiménez-Muñoz, J., Sòria, G., Romaguera, M., Guanter, L., Moreno, J., ... y Martínez, P. (2008). Land surface emissivity retrieval from different VNIR and TIR sensors. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 46, 316–327.
- Soulé, M. (1985). What Is Conservation Biology? *BioScience*, 35(11), 727-734.
- Stathopoulou, M. y Cartalis, C. (2007). Daytime urban heat islands from Landsat ETM+ and Corine land cover data: An application to major cities in Greece. *Solar Energy*, 81, 358-368.
- TEAM Network. (2017). *Tropical Ecology Assessment & Monitoring Network*. Obtenido de <http://wildid.teamnetwork.org/index.jsp>

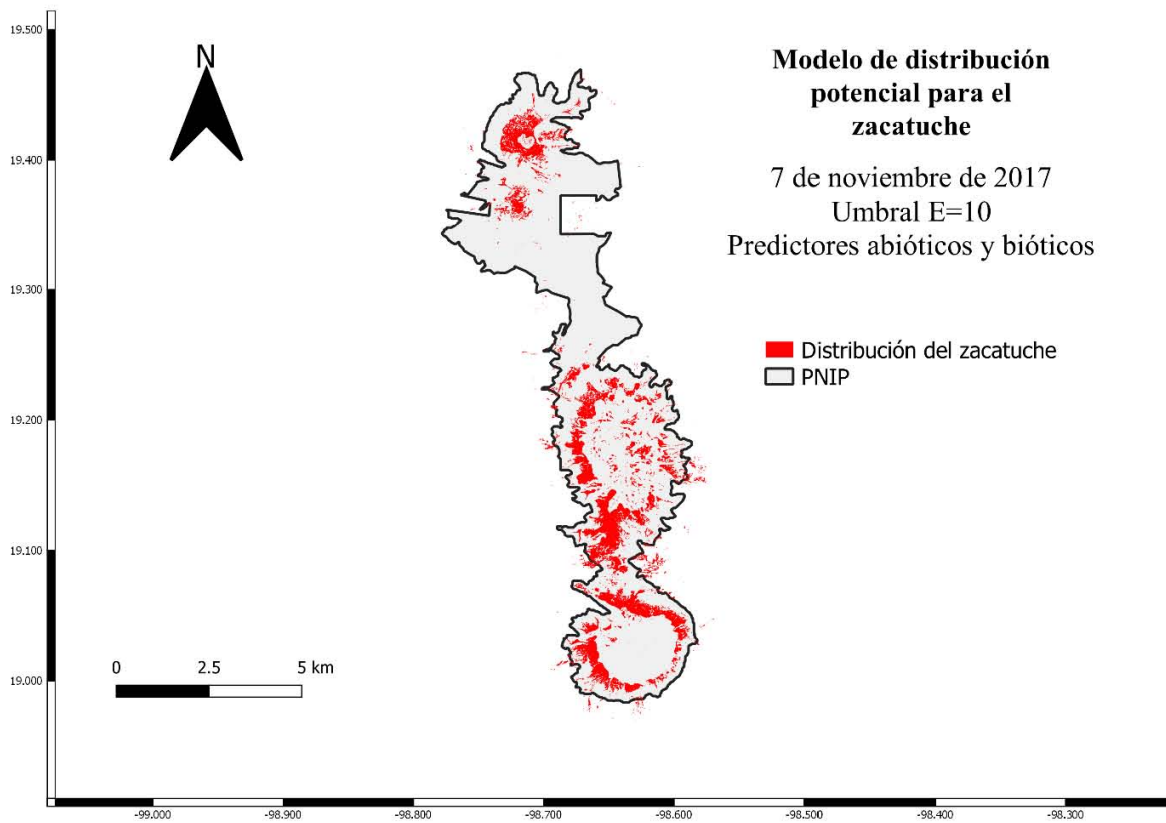
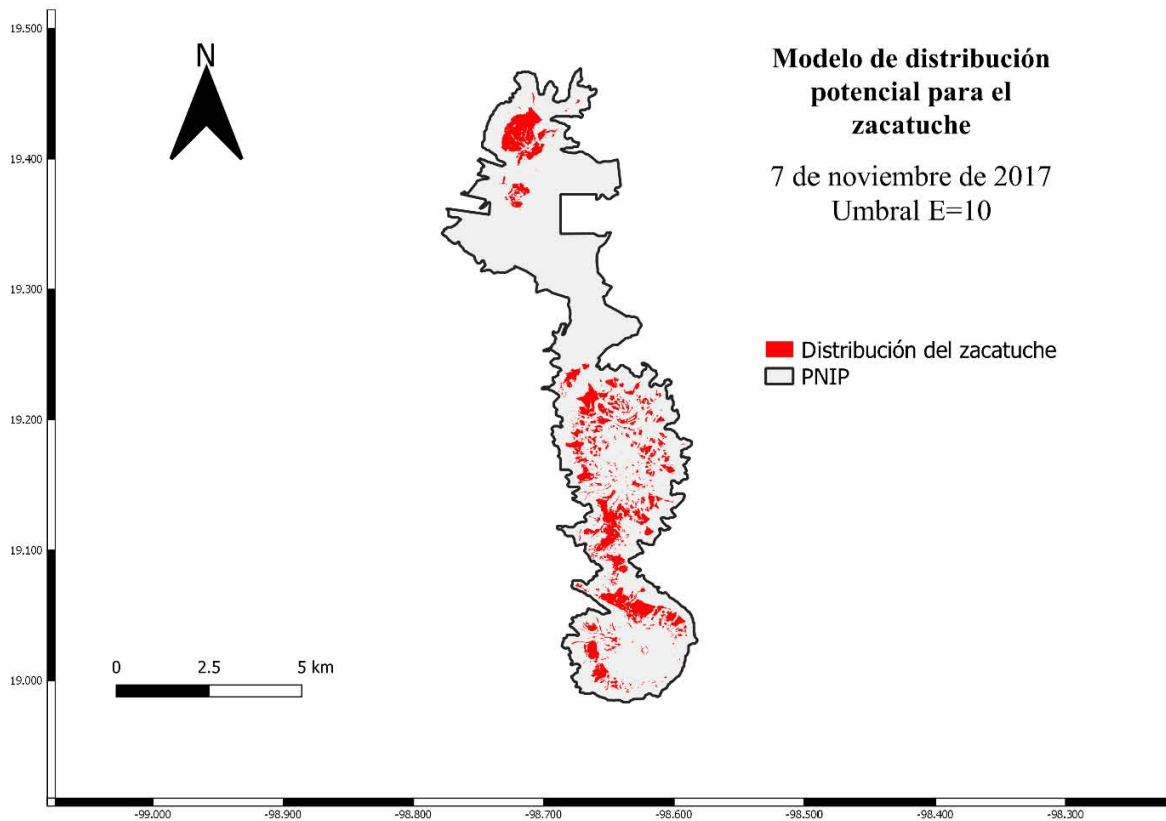
- Trombone, T. (2016). *AMNH Mammal Collections*. American Museum of Natural History.
- Tucker, C. (1979). Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation. *Remote Sensing of Environment*, 8(2), 127–150.
- USGS. United States Geological Survey. (2013a). Landsat 8. 2013-3060.
- USGS. United States Geological Survey (2013b). *Landsat 8 Conversion to Radiance, Reflectance and At-Satellite Brightness Temperature Using the USGS Landsat 8 Product*. Obtenido de <https://www.usgs.gov/land-resources/nli/landsat>
- USGS. United States Geological Survey (2013c). *Landsat Surface Reflectance-Derived Spectral Indices*. Recuperado el 10 de mayo de 2019, de Normalized Difference Moisture Index: <https://www.usgs.gov/land-resources/nli/landsat/normalized-difference-moisture-index>
- USGS. United States Geological Survey (2013d). *Using the USGS Landsat Level-1 Data Product*. Recuperado el 10 de mayo de 2019, de <https://www.usgs.gov/land-resources/nli/landsat/using-usgs-landsat-level-1-data-product>
- USGS. United States Geological Survey. (2014). *Landsat 8 Operational Land Imager and Thermal Infrared Sensor calibration notices*. Obtenido de http://landsat.usgs.gov/calibration_notices.php
- University of Michigan Museum of Zoology. (2019). *University of Michigan Museum of Zoology, Division of Mammals. Version 8.5*. doi:<https://doi.org/10.15468/dx3rcj>
- Uriostegui-Velarde, J., Vera-García, Z., Ávila-Torresagatón, L., Rizo-Aguilar, A., Hidalgo-Mihart, M. y Guerrero, J. (2015). Importancia del conejo zacatuche (*Romerolagus diazi*) en la dieta del coyote (*Canis lastrans*) y del lince (*Lynx rufus*). *THERYA*, 6(3), 609-624.
- Vandermeer, J. (1972). Niche theory. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 3, 107–132.

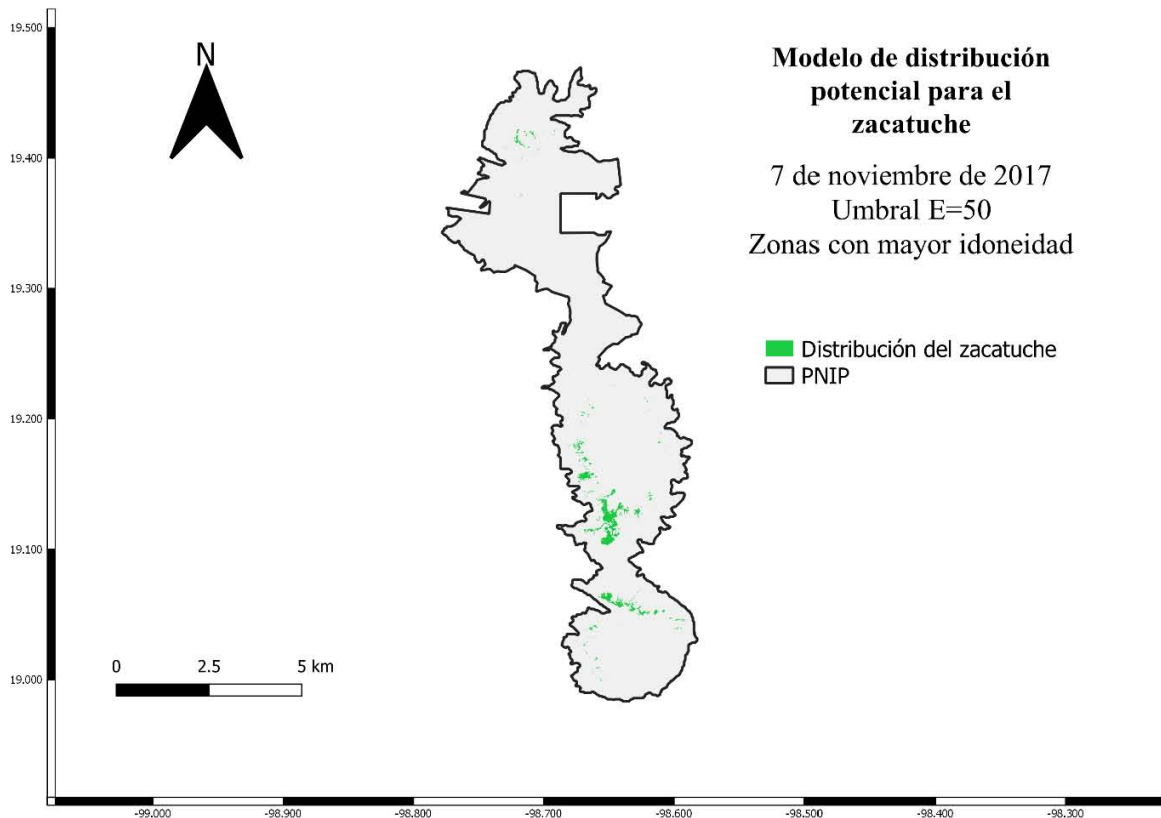
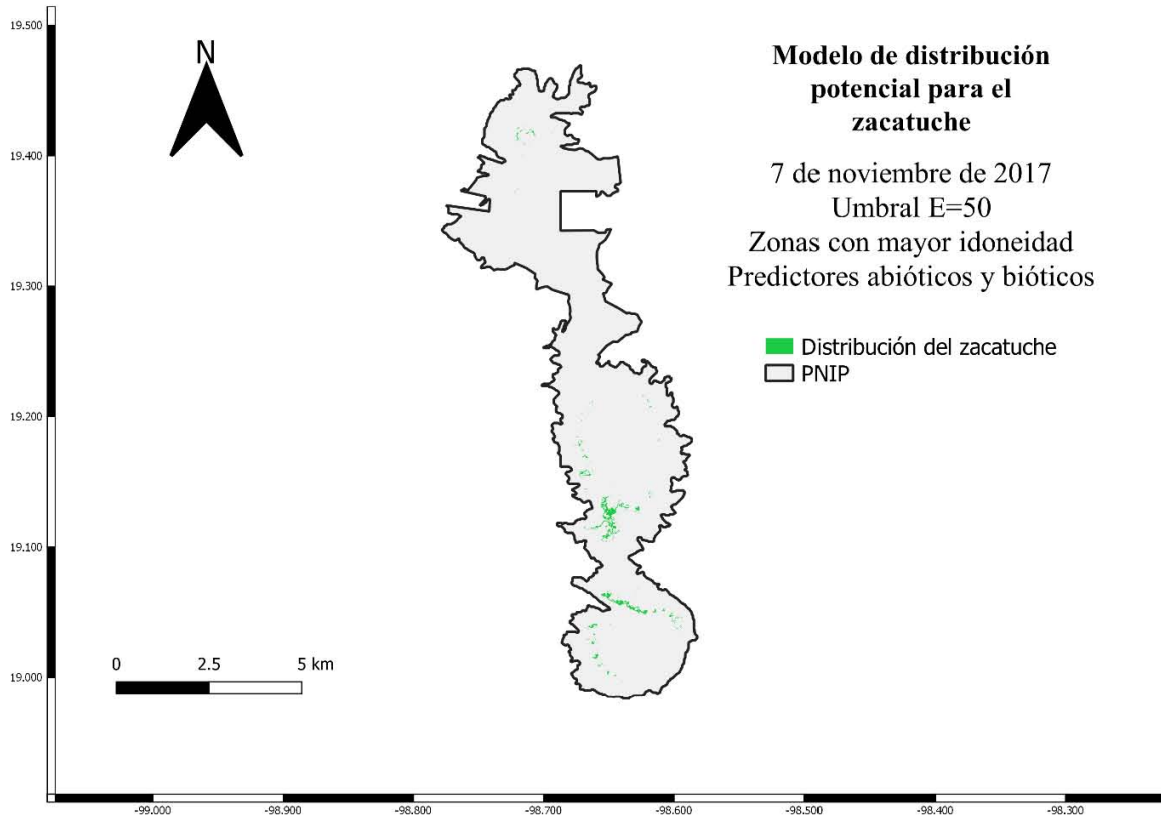
- Velázquez-Montes, J. (2018). *Análisis de la heterogeneidad ambiental y conectividad de las áreas naturales del sur del Valle de México*. Comisión nacional para el conocimiento y uso de la biodiversidad.
- Velazquez, A. y Bocco, G. (1994). Modelling conservation alternatives with ILWIS: a case study of the volcano rabbit. *ITC Journal*, 3, 197-204.
- Velázquez, A. y Heil, G. (1996). Habitat Suitability Study for the Conservation of the Volcano Rabbit (*Romerolagus diazi*). *Journal of Applied Ecology*, 33(3), 543-554.
- Velázquez, A., Bocco, G., Romero, F. y Vega, A. (2003). A landscape perspective on biodiversity conservation. *Mountain Research and Development*, 23(3), 240-247.
- Velázquez, A., Romero, F. y León, L. (1996). Fragmentación del hábitat del conejo zacatuche. En A. Velázquez, F. Romero y J. López-Paniagua, *Ecología y conservación del conejo zacatuche y su hábitat* (págs. 73-86). México DF: Universidad Nacional Autónoma de México-Fondo de Cultura Económica.
- Velázquez, A., Romero, F. y López-Paniagua, J. (1996). *Ecología y conservación del conejo zacatuche y su hábitat*. Ciudad de México: Fondo de Cultura Económica.
- Velázquez, A., Romero, F., Rangel-Cordero, H. y Heil, G. (2001). Effects of landscape changes on mammalian assemblages at Iztá-Popo Volcanoes, Mexico. *Biodiversity and Conservation*, 10, 1059–1075.
- Wang, F., Qin, Z., Song, C., Tu, L., Karnieli, A. y Zhao, S. (2015). An improved mono-window algorithm for land surface temperature retrieval from landsat 8 thermal infrared sensor data. *Remote Sensing*, 7(4), 4268–4289.
- Wang, G. C. S. (1996). How to handle multicollinearity in regression modelling. *The Journal of Business Forecasting* 15(1), 23.

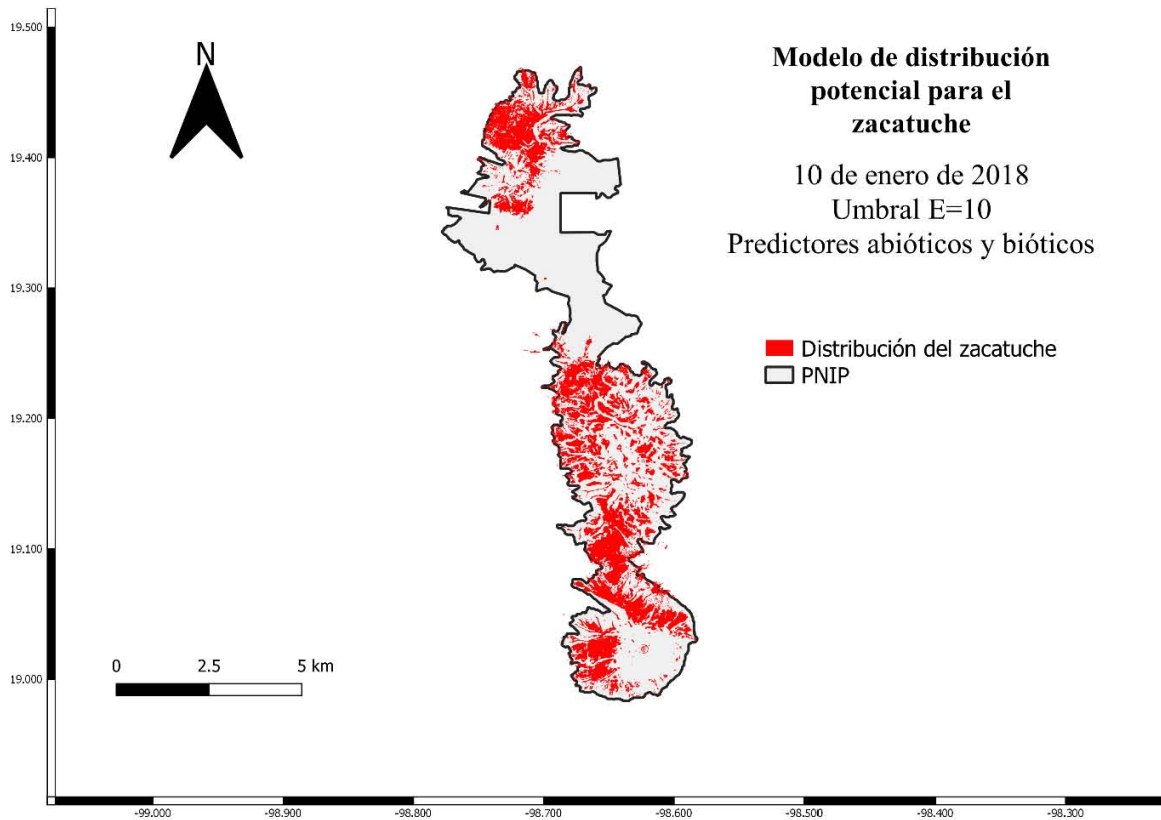
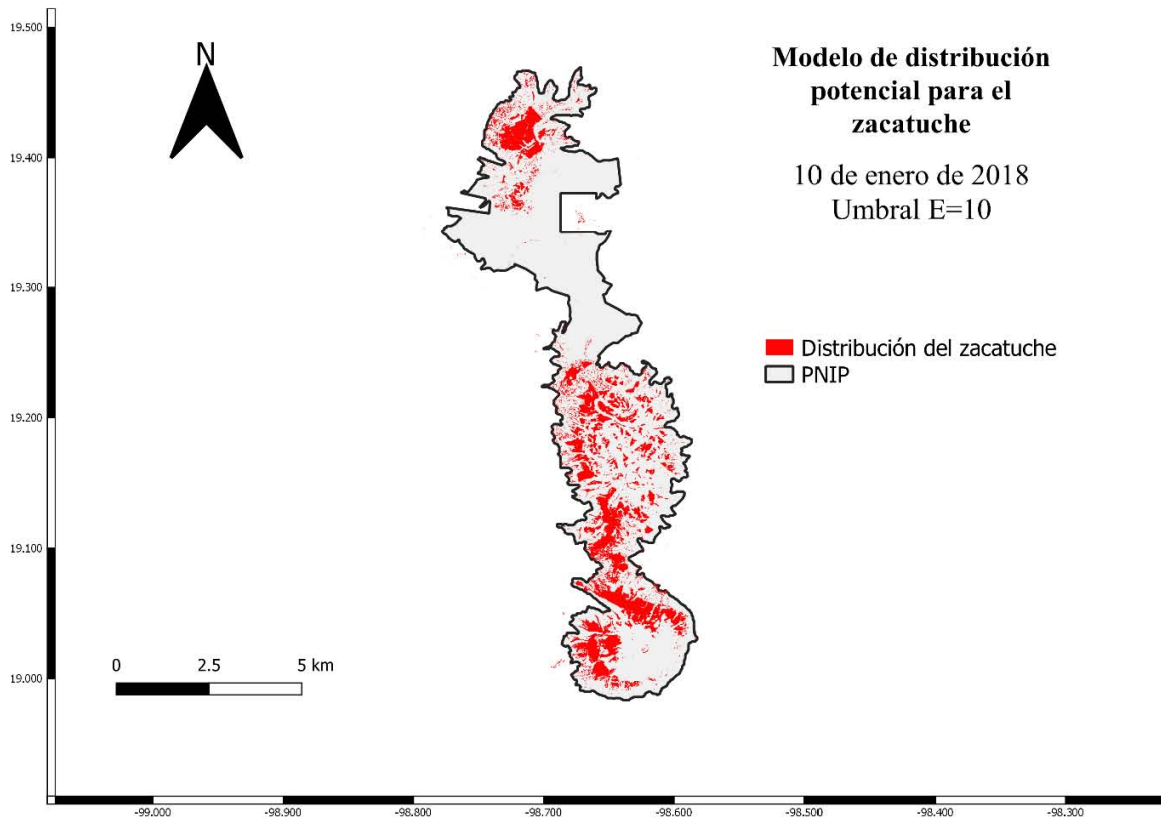
- Warren, D. y Seifert, S. (2011). Ecological niche modeling in Maxent: the importance of model complexity and the performance of model selection criteria. *Ecological applications*, 21(2), 335-342.
- Whittaker, R., Levin, S. y Root, R. (1973). Niche, habitat, ecotope. *The American Naturalist*, 95, 321–338.
- Wisz, M., Pottier, J., Kissling, W., Pellissier, L., Lenoir, J., Damgaard, C., ... y Svenning, J. C. (2013). The role of biotic interactions in shaping distributions and realised assemblages of species: implications for species distribution modelling. *Biological Reviews*, 88(1), 15-30.

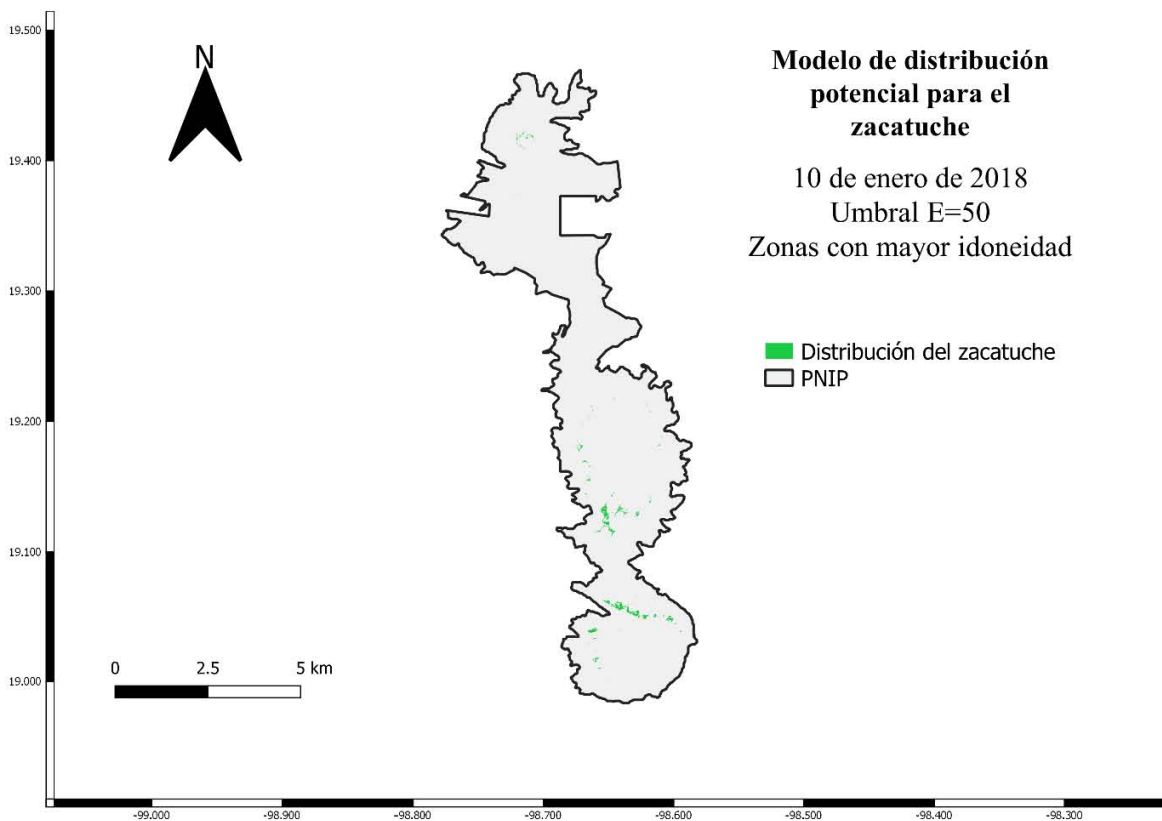
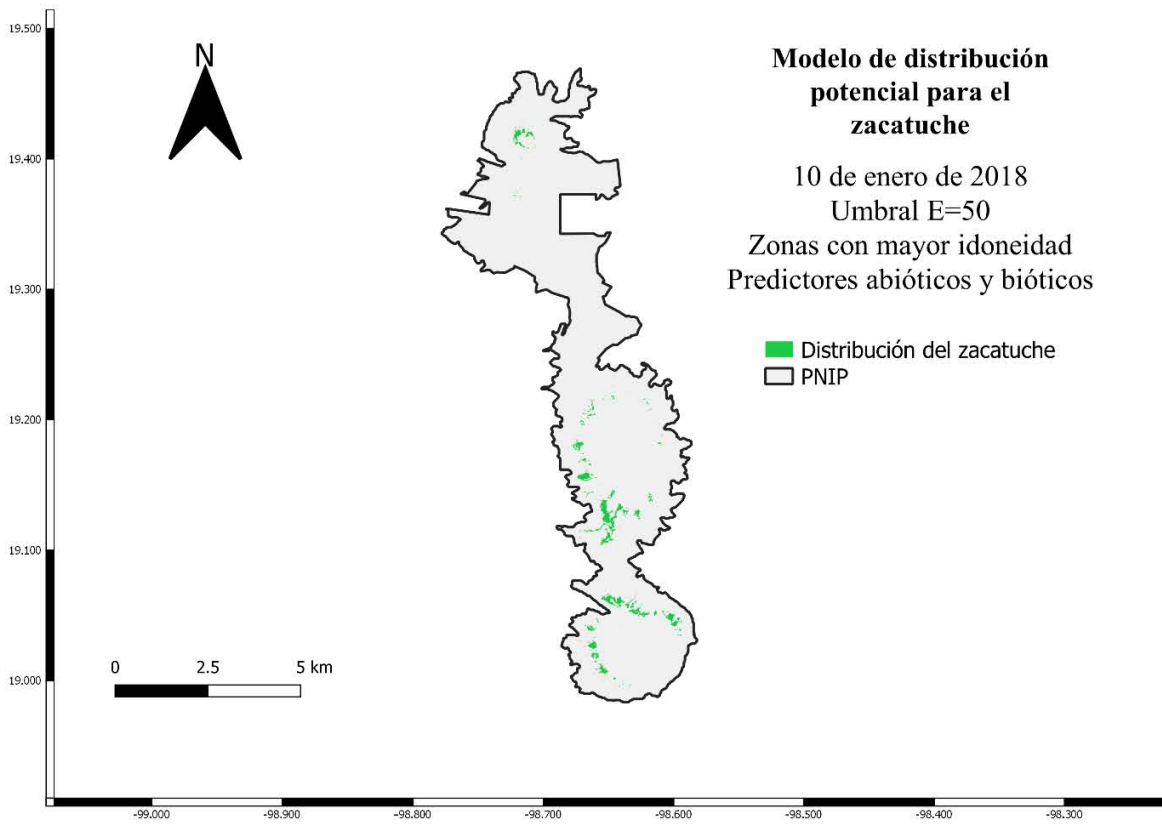
9. ANEXOS

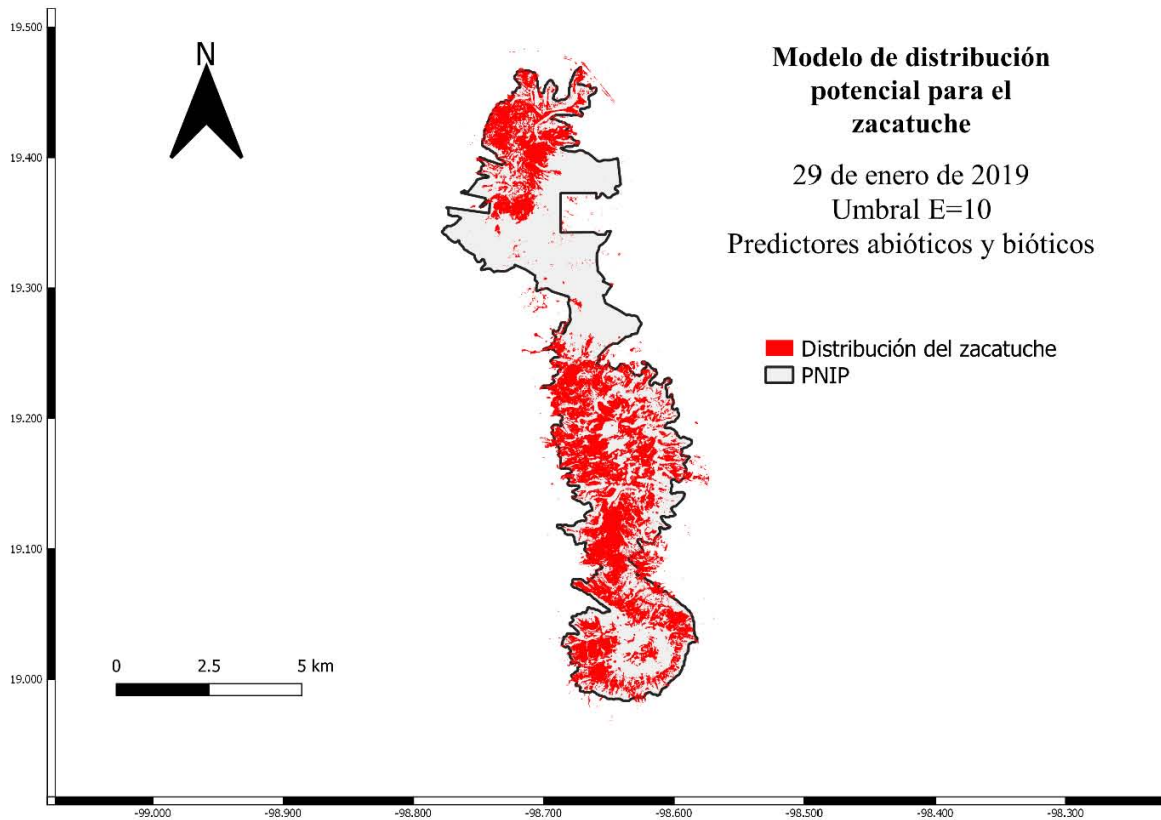
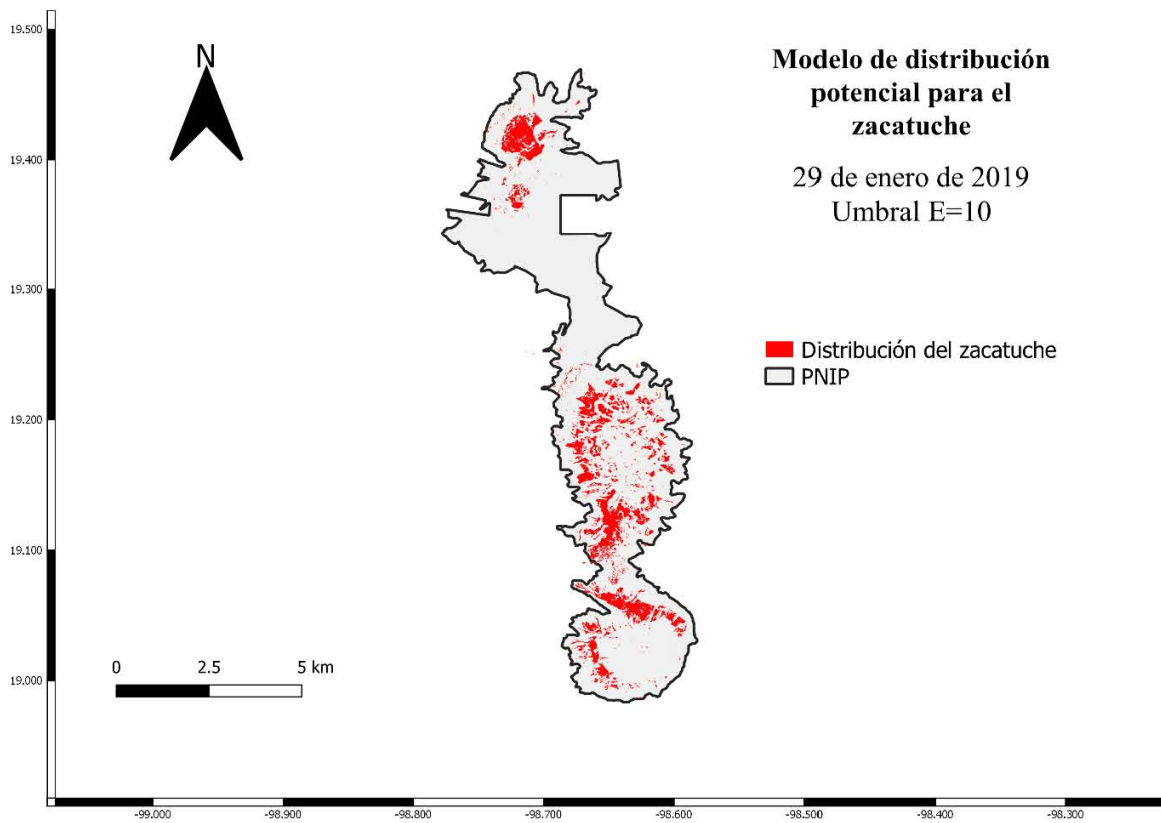
9.1 Modelos de distribución para teporingo por fecha y umbral

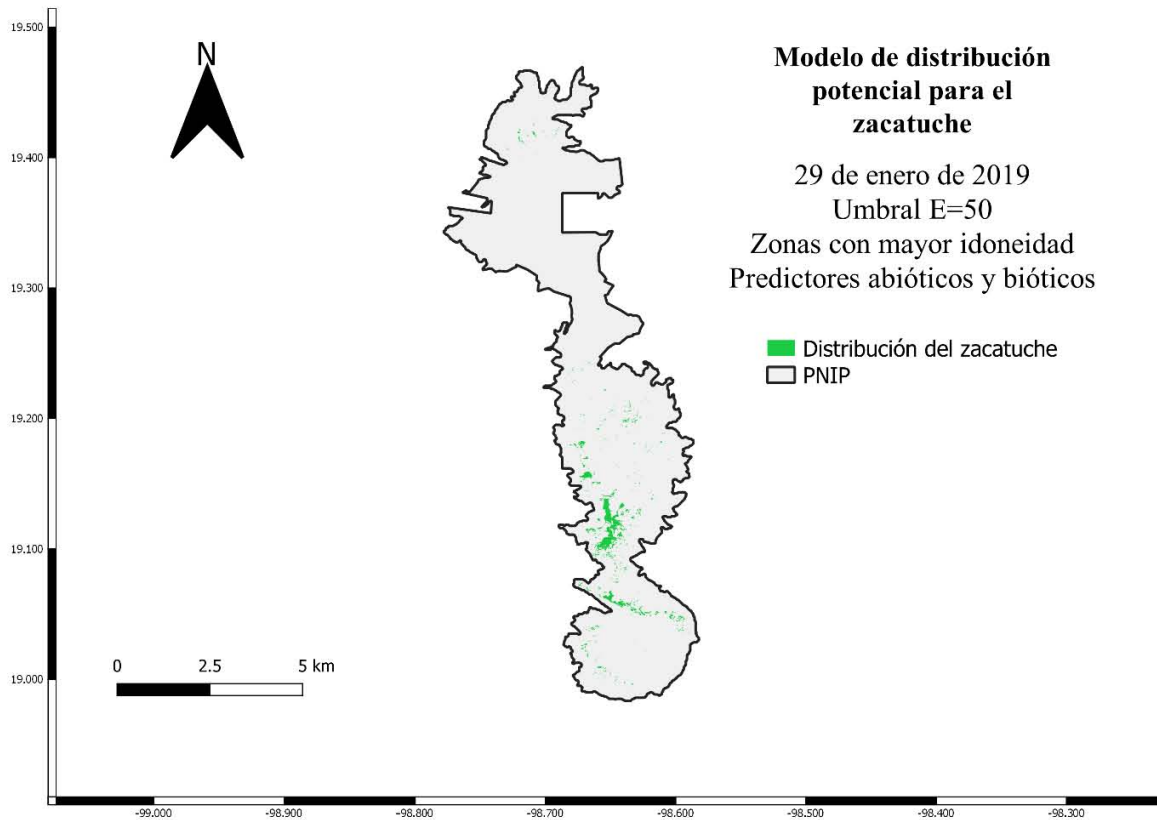
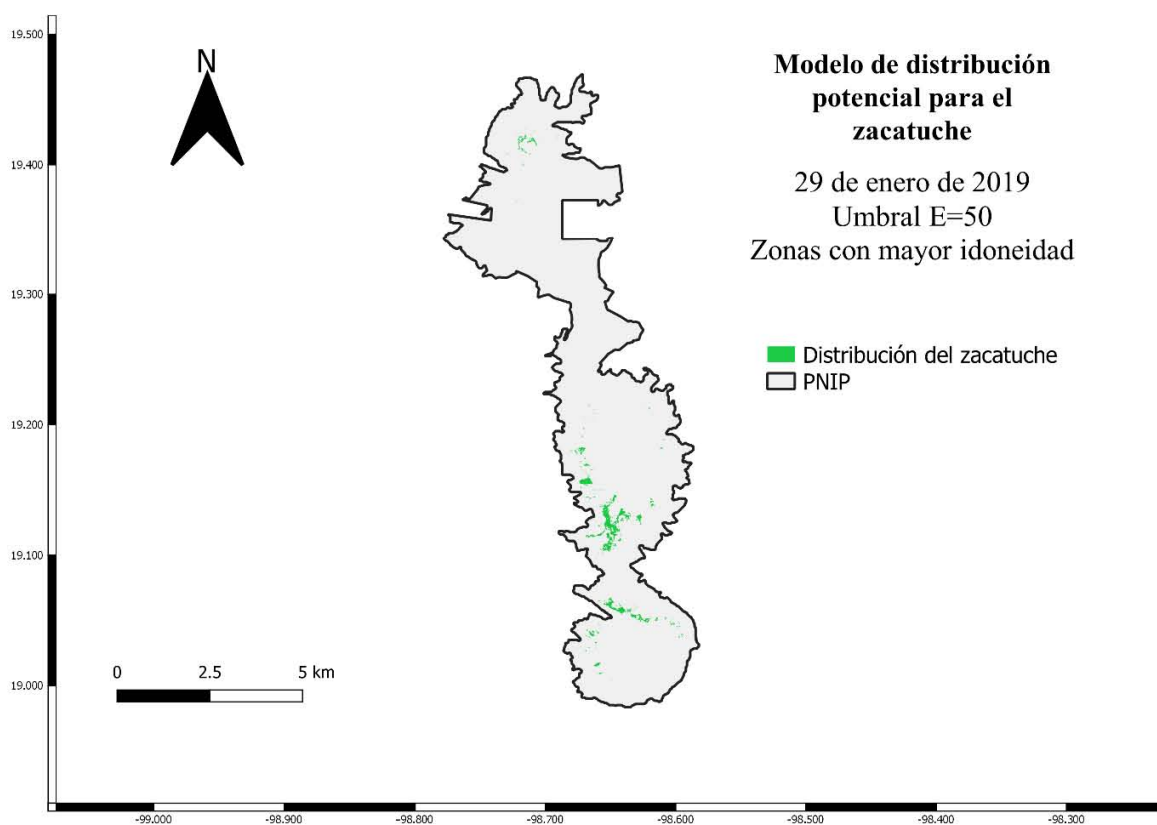












9.2 Modelos de distribución potencial para cánidos y vacas

