



Universidad Autónoma de Querétaro
Facultad de Ciencias Naturales
Maestría en Recursos Bióticos

**"DISTRIBUCIÓN GEOGRÁFICA Y ECOLÓGICA POTENCIAL DEL GÉNERO *MEPHITIS*
EN EL NORTE DE MÉXICO"**

TESIS INDIVIDUAL

Que como parte de los requisitos para obtener el grado de
Maestro en ciencias

Presenta:

María Fernanda Cruz Torres

Dirigido por:

Dr. Carlos Alberto López González

SINODALES

Dr. Carlos A. López González
Presidente


Firma

Dr. Robert Wallace Jones
Vocal


Firma

M. en C. Helí Coronel Arellano
Secretario


Firma

Dr. Christian Alejandro Delfín Alfonso
Suplente


Firma

Dr. Nicolás Ramos Lara
Suplente


Firma


Nombre y Firma
Director de la Facultad

Dra. Margarita Teresa de Jesus García Gasca

Centro Universitario
Querétaro, Qro.
Diciembre 2015
México


Nombre y Firma

Dra. Ma. Guadalupe Flavia Loarca Piña
Directora de Investigación y Posgrado

RESUMEN

La familia Mephitidae está representada en México por ocho de las 12 especies existentes. Dos de estas especies pertenecen al género *Mephitis* y convergen en parte de su distribución geográfica en el norte de México, donde sus poblaciones simpátricas poseen distintos requerimientos ambientales que permiten su coexistencia. El conocimiento ecológico de los zorrillos en México se basa en la información obtenida en otros países, es una familia poco conocida ecológicamente, a pesar de ser una especie de potencial afectación para el ser humano. Lo anterior, aunado a la importancia de identificar los factores del medio ambiente que limitan las poblaciones silvestres, generó la propuesta de comparar la distribución geográfica y ecológica de *Mephitis mephitis* y *Mephitis macroura* en el norte de México, especies muy similares morfológicamente y con requerimientos ecológicos poco conocidos en el país. Se modeló el nicho ecológico de cada especie, generando información más detallada acerca de la distribución geográfica y requerimientos ambientales de cada especie, con el fin de explicar mejor su coexistencia y simpatría, comparando similitudes y diferencias ecológicas entre las especies e identificando los factores que limitan su distribución en el país. Las variables explicativas utilizadas para los modelos, fueron 19 variables climáticas que representan promedios mensuales de temperatura y precipitación, una variable altitudinal y una de pendiente para caracterizar el nicho de las especies. Se realizó una matriz de correlación para descartar las variables con un coeficiente de correlación de Pearson (r) $>|0.8|$, quedando nueve variables utilizadas. Los modelos de nicho se generaron en el programa *Maxent*, delimitando el área accesible para las especies al norte del país y sur de Estados Unidos utilizando 18 ecorregiones terrestres clasificadas por la *World Wildlife Fund*. De 4087 registros de presencia para ambas especies, se seleccionaron 605 para el modelado; 237 para *M. macroura* y 368 para *M. mephitis*. Se generaron seis réplicas y se tomó en cuenta un $AUC > 0.8$ y un porcentaje de omisión $\leq 10\%$ para validar los modelos y elegir la réplica con mejores valores de acuerdo a este criterio. El mejor modelo elegido para cada especie fue sometido a una prueba ROC parcial con una $p < 0.05$ para corroborar que los modelos fueran significativamente distintos del azar. Un umbral de corte correspondiente al 10 percentil fue usado para la representación binaria (presencia-ausencia) de los modelos finales. Se utilizó el programa *ENMtools* para medir la sobre posición de los nichos y una prueba de identidad, para saber si los nichos ecológicos generados son más diferentes de lo esperado si fueran realizados a partir de la misma distribución subyacente.

(Palabras Clave: Distribución geográfica, distribución ecológica, sobre posición de nichos, *Mephitis*)

SUMMARY

The Mephitidae family is represented in Mexico by eight of the 12 existing species. Two of these species belong to the genus *Mephitis* and converge in part of its distribution range in northern Mexico, where their sympatric populations have different environmental requirements that allow their coexistence. Ecological knowledge of skunks in Mexico is based on information obtained in other countries, despite of the potential affectation for humans. This, beside the importance of identifying the factors limiting wild populations generated the proposal to compare the geographical and ecological distribution of *Mephitis mephitis* and *Mephitis macroura* in northern Mexico. The ecological niche of each specie was modelled, generating more detailed information about the geographical distribution and environmental requirements of each species, in order to better explain their coexistence and sympatry, comparing similarities and ecological differences between species and identifying the factors that limit its distribution in the country. The explanatory variables used for the models were 19 climate variables that represent monthly averages of temperature and precipitation an altitudinal gradient and a slope variable were also used for characterization of the species niche. A correlation matrix was performed to rule out variables with a Pearson correlation coefficient of $(r) > 10.81$, leaving nine variables used for the modelation. Niche models were generated in the *Maxent* software, defining the accessible area for the species in northern Mexico and south of the United States using 18 terrestrial ecoregions classified by the World Wildlife Fund. We obtained a complete set of 4087 presence records for both species, from which 605 were selected for modeling; 237 belonging to *M. macroura* and 368 to *M. mephitis*. Six replicates were generated for specie, a $AUC > 0.8$ and a percentage of $\leq 10\%$ failure were taken into account to validate the models and to choose the replica with best values according to this criterion. The best model chosen for each species underwent a partial ROC test with $p < 0.05$ to verify that the models were significantly different from random. A threshold corresponding to 10 percentile was used for the binary representation (presence-absence) of the final models. The *ENMtools* program was used to measure the niche overlap of the niches and an Identity test was performed to know whether the generated niches are more different than expected if they were made from the same underlying distribution.

(Keywords: Geographical distribution, ecological distribution, niche overlap, Mephitis)

AGRADECIMIENTOS

A mis asesores por sus aportaciones y comentarios al escrito.

A mi director de tesis, el doctor Carlos López por haberme permitido formar parte de varios de sus proyectos. La experiencia y el aprendizaje que obtuve me serán útiles toda la vida.

A todos mis compañeros de laboratorio porque me siento muy afortunada y agradecida de haber tenido la oportunidad de trabajar con ustedes.

A mi familia por su apoyo incondicional.

ÍNDICE

INDICE DE TABLAS	7
ÍNDICE DE FIGURAS	8
I. INTRODUCCIÓN	9
I.I OBJETIVOS	15
II. METODOLOGÍA	16
II.I Información acerca de aspectos ecológicos disponibles para las especies.	16
II.II Área de estudio	16
II.II.I Límite del área de estudio	16
II.II.II Descripción del área de estudio	19
II.III Obtención y selección de registros	20
II.III.I Registros de colecciones	20
II.III.II Registros con trampas cámara	21
II.III.III Selección de registros independientes	23
II.IV Selección de variables ambientales	24
II.IV.I Variables climáticas.	24
II.IV.II Selección de variables independientes	25
II.V Distribución geográfica potencial	27
II.V.I Parametrización del algoritmo y generación de los modelos	27
II.V.II Validación de los modelos	28
II.V.III Selección del umbral de corte	29
II.VI Distribución ecológica potencial	29
II.VII Prueba de equivalencia de nicho	30
II.VIII Prueba de similitud de nicho	30
III. RESULTADOS	32
III.I Información ecológica disponible	32
III.I.I Mephitis mephitis estor	32
III.I.II Mephitis macroura milleri	33
III.II Obtención y selección de registros	35
III.II.I Registros de colecciones	35
III.II.II Registros con trampas cámara	35
III.II.III Selección de registros independientes	36
III.III Selección de variables independientes	37

III.IV Distribución geográfica potencial.....	39
III.V Distribución ecológica potencial	44
III.VI Prueba de equivalencia de nicho	45
III.VII Prueba se similitud de nicho	46
IV. DISCUSIÓN	47
V. REFERENCIAS.....	54

INDICE DE TABLAS

Tabla 1. Área que abarcan cada una de las ecorregiones del área de estudio.....	19
Tabla 2. Ámbito hogareño para las cuatro especies de zorrillo, usado en la selección de ocurrencias.....	24
Tabla 3. Se describen las 21 variables ambientales, 19 de temperatura y precipitación, un modelo digital de elevación y uno de pendiente.....	25
Tabla 4. Total de registros por localidad para las cuatro especies de la familia Mephitidae, obtenidos de los muestreos realizados entre el 2009 y el 2014 en el noroeste de México con cámaras trampa.	36
Tabla 5. Registros obtenidos de la búsqueda en colecciones, esta columna incluye registros de artículos y bibliografía. Se muestra el total para cada especie, así como el total utilizado para la generación y validación de los modelos.....	37
Tabla 6. Variables ambientales utilizadas en cada uno de los cuatro modelos de prueba y las variables de mayor aporte para cada uno de ellos.	38
Tabla 7. Se describen las nueve variables ambientales usadas para generar los modelos finales de nicho ecológico.....	39
Tabla 8. Área debajo de la curva (AUC) y porcentaje de omisión de las seis réplicas generadas en Maxent con las nueve variables resultantes del proceso de selección. En sombreado se muestra el modelo elegido para cada especie.	39
Tabla 9. Valores del modelo final elegido entre las seis replicas para cada una de las especies.....	40
Tabla 10. Prueba de equivalencia y similitud de nicho. A continuación del valor resultante de la prueba se muestra la evaluación de significancia estadística ($p \leq 0.05 = *$; $p \leq 0.01 = **$; $p > 0.05 = ns$).....	46

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Área correspondiente a las 18 ecorregiones terrestres del norte de México utilizadas para delimitar el área accesible para las especies en el modelado de su nicho ecológico. La clasificación para las ecorregiones terrestres proviene de la <i>World Wildlife Fund</i>	18
Figura 2. Área accesible para las especies utilizada para modelar su nicho ecológico en el norte de México.	19
Figura 3. Localidades del noroeste de México con bases de datos entre el 2009 y 2014 con registros para el género <i>Mephitis</i>	23
Figura 4. Registros fotográficos obtenidos durante los muestreos en campo en el noroeste de México.	35
Figura 5. Conjunto final de registros usados para generar los modelos de nicho ecológico de <i>M. macroura</i> y <i>M. mephitis</i> y su validación, resultantes del proceso de selección anterior.	37
Figura 6. Mapas de distribución potencial para <i>M. macroura</i> el norte de México utilizando nueve variables ambientales seleccionadas. Se muestran en negro los puntos de ocurrencia con los que fue generado cada modelo y la predicción binaria del nicho ecológico potencial resultante de <i>MaxEnt</i>	41
Figura 7. Mapa de distribución potencial para <i>M. mephitis</i> el norte de México utilizando nueve variables ambientales seleccionadas. Se muestran en negro los puntos de ocurrencia con los que fue generado cada modelo y la predicción binaria del nicho ecológico potencial resultante de <i>MaxEnt</i>	42
Figura 8. Área de convergencia geográfica de los modelos de distribución potencial para <i>M. mephitis</i> y <i>M. macroura</i> en el norte de México.....	43
Figura 9. Visualización de las condiciones ambientales del nicho ecológico modelado para <i>M. macroura</i> y <i>M. mephitis</i> en el norte de México. Los puntos gris claro representan las condiciones ambientales para cada pixel del área de estudio, los puntos gris oscuro son las condiciones correspondientes a los pixeles de presencia para <i>M. macroura</i> y los puntos negros para <i>M. mephitis</i>	45

I.INTRODUCCIÓN

La familia Mephitidae es considerada endémica de América, se encuentra ampliamente distribuida a lo largo de una gran variedad de hábitats desde el sur de Canadá hasta el estrecho de Magallanes en América del Sur (Rosatte y Larivière, 2003; Wilson & Reader, 2005). Actualmente existen cuatro géneros reconocidos: *Mephitis*, *Spilogale*, *Conepatus* y *Mydaus*, con un total de 12 especies. Los primeros tres géneros son considerados endémicos de América y cada uno como un grupo monofilético, donde, la relación es más cercana entre *Mephitis* y *Spilogale*, considerados grupos hermanos que divergieron de un ancestro en común con *Conepatus* (Dragoo *et al.*, 1993; Dragoo & Honeycutt, 1997).

En México se encuentran ocho especies, de esta familia; dos del genero *Mephitis*, cuatro de *Spilogale* y dos de *Conepatus* (Aranda-Sánchez, 2012). Dos de estas especies convergen en parte de su distribución geográfica en el norte de nuestro país; *M. mephitis* (zorrillo listado) y *M. macroura* (zorrillo encapuchado), las cuales tienen requerimientos de hábitat similares y hábitos generalistas.

La distribución de *M. mephitis* va desde el sur de Canadá, en Nueva Escocia hasta la Columbia Británica incluyendo la Bahía de Hudson, la mayor parte de Estados Unidos (a excepción de las zonas desérticas del suroeste) y porciones del norte de México (Rosatte & Larivière, 2003). De las cuatro especies de zorrillo en el norte del país (*M. macroura*, *S. gracilis* y *C. leuconotus*), *M. mephitis* es la que muestra la distribución más restringida en México, abarcando los estados de Sonora, Chihuahua, parte de Coahuila, Nuevo León, Tamaulipas, Durango y una parte al norte de la península de Baja California (Aranda, 2012).

Por otro lado *M. macroura* se distribuye en una gran variedad de hábitats incluyendo regiones templadas y regiones tropicales (Janzen & Hallwachs, 1982). Se le puede encontrar desde el suroeste de Texas, suroeste de Nuevo México, sureste de Arizona, llegando hasta Guatemala, Honduras, Nicaragua y Costa Rica (Hall 1981; Reid, 1997). En México, posee la distribución más amplia, de las cuatro especies norteadas, restringiéndose a regiones bajas y áridas compuestas

principalmente por el Altiplano Mexicano Central hasta Oaxaca y Chiapas (Cervantes *et al.*, 2002; Aranda, 2012). No se sabe mucho acerca de su ecología, pero suele considerársele como una especie generalista (Bárcenas *et al.*, 2009).

Tanto *M. mephitis* como *M. macroura* poseen diferentes subespecies que se distribuyen en distintas partes de México dependiendo de la ubicación geográfica de la especie. En el caso de *M. mephitis*, un total de 13 subespecies han sido reconocidas en el mundo, de las cuales tres se encuentran en el país: *M. m. estor*, *M. m. holzneri*, y *M. m. varians*. Siendo *M. m. estor* la que se distribuye en el norte del país, en el noreste de Baja California Norte, Sonora, Chihuahua y Durango (Valdez-Villavicencio *et al.*, 2014).

La distribución de *M. m. estor* y *M. m. holzneri* no ha sido bien documentada en Baja California. Un solo espécimen de *M. m. estor* ha sido reportado en una localidad del noreste del estado (Álvarez-Castañeda, 2000), desde entonces no se tienen registros de la subespecie para ese estado. La subespecie *M. m. holzneri* descrita por Mearns (1897) fue colectada en el rancho San Isidro en Baja California cerca de la frontera con EUA y de acuerdo a Huey (1964), lo más al sur que llega es a lo largo del Río Santo Domingo justo al norte de San Quintín.

Por otro lado, las subespecies de *M. macroura* presentes en México se clasifican en: *M. m. eximus*, *M. m. macroura*, *M. m. milleri* y *M. m. richardsoni*. Siendo *M. m. milleri* la que se localiza en el norte y parte del centro del país, en Sonora, Chihuahua, Coahuila, Durango y Sinaloa, incluyendo el sureste de Arizona, suroeste de Nuevo México y Texas (Hwang & Lariviere, 2001).

De acuerdo a lo anterior, las subespecies *M. mephitis estor* y *M. macroura milleri* corresponden al área de interés para este trabajo abarcando entre las dos, los estados de Baja California, Sonora, Chihuahua, Coahuila, Durango, Nuevo León, Tamaulipas, Sinaloa y Durango. Ambas poseen una gran similitud morfológica y ecológica, compartiendo gran parte del hábitat en su área de distribución (Wade-Smith & Verts, 1982; Hwang & Lariviere, 2001), por lo que poseen requerimientos que permiten su coexistencia (Anderson *et al.*, 2002).

Ambas especies son consideradas como especies abundantes y sin categoría de protección. Y a pesar de la amplia distribución y de la coexistencia de poblaciones simpátricas de ambas especies en la misma área, existe una falta de estudios actuales que reflejen su estado poblacional y que describan su ecología en el país (Neiswenter y Dowler, 2007; Schmidly, 2002).

Debido a que ambas especies coexisten en parte de su área de distribución un factor importante en el presente estudio se basó en conocer los mecanismos que permiten esa coexistencia. De acuerdo a Pianka (2000), especies con requerimientos idénticos no pueden coexistir en un mismo sitio y tiempo. Por lo que debe existir una diferencia en el uso de los recursos en tiempo y espacio, o un comportamiento más generalista de las especies, es decir un uso mayor de hábitats y un mayor número de presas o variación alimenticia. Si los requerimientos alimenticios y de hábitat llegan a ser muy similares se puede llegar a competencia interespecífica, donde la influencia de una población sobre la otra puede ser determinante.

En este caso la información ecológica que pudiera ayudar a explicar mejor la presencia de las dos especies en la misma área, es reducida. Una mayor cantidad de estudios han sido realizados para *M. mephitis*, en comparación con otras especies de la misma familia (*M. macroura* o *C. leuconotus*). Sin embargo, éstos se han enfocado en aspectos como la transmisión de enfermedades, debido principalmente a su potencial de afectar al ser humano (Dragoo, 1993).

M. mephitis es considerada como peste en granjas en el norte de su distribución y es considerada como un importante transmisor de enfermedades como neumonía, leptospirosis, moquillo y rabia (Wade-Smith & Verts, 1982). Estudios acerca de la rabia en esta especie son comunes, considerándosele como uno de los mamíferos en los que más comúnmente se reportan casos de esta enfermedad cada año, por lo menos en Arizona (Krebs *et al.*, 2005; Hass & Dragoo, 2006). En general, en Estados Unidos y Canadá los casos de rabia son más comunes en esta especie, que en México, debido a la ausencia de murciélagos hematófagos (Aranda & López de Buen, 1999). La presencia de esta

enfermedad en los zorrillos se debe a factores como una alta susceptibilidad a esta enfermedad, largos periodos de incubación (Parker & Wilsnack, 1966) y su presencia cerca de poblaciones humanas (Leopold, 1965).

La presencia de estas especies no siempre es perjudicial, puede llegar a ser benéfica para la agricultura, ya que se alimentan de insectos y roedores, considerados cómo plagas potenciales de los cultivos (Dragoo, 1993).

A diferencia de la información existente para *M. mephitis* y *M. macroura* (en especial la primera) en Estados Unidos, el nivel de conocimiento en México para ambas especies abarca un nivel más superficial y aspectos generales de su distribución no han sido explorados ().

Siendo el estudio mas reciente para *M. mephitis* en el país una revisión del estatus de su distribución en Baja California (Valdez-Villavicencio *et. al.*, 2014). Mientras que los estudios para *M. macroura* en México se han enfocado en distintos aspectos como su abundancia en Oaxaca (Cervantes *et al.*, 2002), en el desierto de Sonora (Ceballos *et al.*, 1999) y la rabia en San Luis Potosí (Aranda & López de Buen, 1999).

En el caso de *M. mephitis*, existen algunos factores bióticos que representan una condicionante que pudiera estar limitando su distribución, entre ellos se encuentran enfermedades como la rabia, la temporada de invierno y la colisión con vehículos durante el verano y el otoño en algunas partes del norte de su distribución, todos ellos son factores importantes en la mortandad de los zorrillos (Gehrt, 2005). La combinación de una supervivencia relativamente baja y una pérdida significativa de peso sugiere que los zorrillos pasan por estrés durante el invierno (Gehrt, 2005).

Aunado a lo anterior, la relación entre estas covariables y la supervivencia pueden ser afectadas por la presencia de parásitos que pueden contribuir a su muerte por enfermedades o inanición, otros factores que pudieran estar afectando la supervivencia y limitando su distribución son aún desconocidos (Wade-Smith & Verts, 1982; Gehrt, 2005).

En cuanto a *M. macroura*, algunos estudios han identificado un posible declive de las poblaciones tanto en Estados Unidos como en nuestro país (Cervantes *et al.*, 2002). En particular en áreas fragmentadas por el manejo extensivo de ganado y agricultura (Bárcenas *et al.*, 2009; Doty & Dowler, 2006; Neiswenter & Dowler, 2007).

Debido a que esta especie responde de manera directa a las condiciones físicas y biológicas y a las interacciones con sus depredadores y a las presas presentes en el área, el uso de información climática, física y biológica en la generación de modelos predictivos para determinar su distribución puede ser muy útil. Estos estudios se han visto favorecidos por el desarrollo de nuevas metodologías y programas que ayudan en el manejo de la información. Uno de estos programas es *Maxent* el cual determina características ecológicas basándose en los registros de ocurrencia de la especie y relacionándolos con diversas variables (i.e. climáticas y topográficas). Este programa genera una predicción de la distribución de acuerdo al nicho fundamental de la especie y la representa de modo gráfico, a través de un mapa (Anderson *et al.*, 2002). El uso de la información climática en la generación de estos modelos está bien documentada (Lobo, 2000; Peterson, 2001; Anderson y Martínez-Meyer, 2004).

Una análisis utilizando el nicho ecológico realizado de las especies podría permitir identificar el área de simpatria para las especies. Especies cercanas con frecuencia muestran segregación en comportamiento, microhábitat o macrohábitat. Además de mostrar rangos parapátricos con estrechas zonas de contacto, lo cuál puede sugerir que las relaciones competitivas pueden ser comunes. Algunos experimentos de remoción, confirman la habilidad de ciertos mamíferos de excluir a sus congéneres donde sus rangos entran en contacto (Anderson *et al.*, 2002).

Adicionalmente si las especies son taxas hermanos con diferentes características de nicho, podría estar ocurriendo una inestabilidad o un desplazamiento de caracteres para evitar las interacciones competitivas (Losos *et al.*, 2003). Aunque existe la posibilidad de que una falta de evidencia del particionamiento del nicho (ej. segregación de microhábitat), muestre que las

variables ambientales no se encuentran limitando su distribución y que las especies pueden ocurrir juntas sin cambios en las características del nicho. La coexistencia puede también ser facilitada por otras interacciones ecológicas como depredación, un depredador tope puede regular el tamaño poblacional de manera que disminuya la competencia entre especies cercanamente relacionadas (Hanski, 1981).

El presente estudio generó información base sobre la distribución de las especies en la región del norte de México y sur de Estados Unidos, explorando la coexistencia de las dos especies en esa parte de su área de distribución. Actualmente ya existen algunos mapas de distribución potencial para las especies en el país, los cuales fueron generados por la Conabio (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad) en el 2006 (Ceballos, 2006). Sin embargo, el método propuesto difiere del anterior, en el presente estudio, la cantidad y origen de las variables climáticas utilizadas difirió, además se consideraron registros provenientes de muestreos realizados en los últimos seis años como complemento de los registros que se encuentran en las colecciones nacionales e internacionales para las especies.

Este análisis permitirá generar información acerca del conocimiento biogeográfico de las especies y a su vez puede funcionar como base para hacer análisis sobre los patrones de distribución de este grupo.

I.I OBJETIVOS

Comparar la distribución geográfica y ecológica de *M. mephitis* y *M. macroura*, en el norte de México, para determinar las variables ambientales que influyen en su presencia.

I.I.I Objetivos particulares

1. Realizar una recopilación de la información ecológica disponible en la bibliografía para *M. mephitis* y *M. macroura*.
2. Elaborar modelos de nicho ecológico para *M. mephitis* y *M. macroura* en el norte del país, para comparar el área de convergencia de sus distribuciones.
3. Generar una aproximación del espacio ecológico que comparten las cuatro especies.
4. Cuantificar la similitud de los nichos generados y comparar la equivalencia contra el conservadurismo de nicho, con el fin de mostrar que tan parecidos son los nichos entre las dos especies y tratar de probar la hipótesis acerca del conservadurismo filogenético del nicho.

II. METODOLOGÍA

II.I Información acerca de aspectos ecológicos disponibles para las especies.

A través de las diferentes fuentes de información se hará una recopilación de investigaciones para cada especie, con el fin de obtener información biológica y ecológica de cada una de las especies de zorrillo. El hábitat, hábitos alimenticios y ámbito hogareño entre otros. Y así considerar las estrategias, dinámicas o respuestas que permiten la coexistencia de las dos especies en algunas áreas de su distribución en México.

La información ecológica se obtuvo de tesis, artículos y proyectos, así como de estudios para ambas especies en América. Con esta información se elaboró una tabla sintética de información con el fin de comparar y observar de manera más clara las similitudes y diferencias entre estos dos zorritos.

II.II Área de estudio

II.II.I Límite del área de estudio

En este trabajo se utilizaron modelos de nicho ecológico, los cuales requieren, delimitar un área accesible para cada una de las especies, también llamada "M", en la terminología del diagrama BAM. Esta área es específica para cada especie y depende de la información biológica conocida, sin embargo, se reconoce que delimitar su extensión es generalmente poco posible, debido a que la información biológica se encuentra raramente disponible para la mayoría de las especies (Barve *et al.*, 2011)

Es probable que diferente área a modelar produzca diferentes modelos de respuesta, por lo que se sugiere definir que es el área que se está modelando, ya que existen diferentes tipos de áreas de distribución, cada una con diferentes propiedades (Soberon & Peterson, 2005).

En otros estudios esta área ha sido delimitada utilizando otras aproximaciones, como regiones bióticas, ej. unidades climáticas y geográficas que

poseen organismos que comparten semejantes adaptaciones ambientales e historia (Barve *et al.*, 2011)

Para este estudio se utilizaron las ecorregiones terrestres, siendo estas un conjunto geográficamente particular, con comunidades naturales que comparten la mayoría de sus especies y sus dinámicas ecológicas, así como condiciones ambientales similares (Sarukhán *et al.*, 2009). El área accesible para las especies fue delimitada utilizando las 18 ecorregiones terrestres clasificadas por la *World Wildlife Fund* (Olson *et al.*, 2001) correspondientes al norte del país y parte del sur de Estados Unidos.

Debido a que ambas especies poseen distribuciones que abarcan una amplia área a lo largo del continente, se limitó el número de ecorregiones usando la distribución conocida para la subespecie de *M. macroura milleri* y *M. mephitis estor* propias del norte de nuestro país. *M. macroura milleri* abarca desde el sur de Arizona, Sonora y partes de Chihuahua, Sinaloa, Durango y Coahuila (Hwang & Lariviere, 2001) y converge en gran parte de su distribución con la subespecie *M. mephitis estor* que se encuentra en el oeste de Nuevo México, a lo largo de Arizona, al noreste de Baja California Norte en México, sureste de California, del norte al sureste de Nevada, al sur y al este de Utah y hacia el sur de Sonora por la Sierra Madre Occidental llegando al sur de Chihuahua (Merriam, 1890). Las dos subespecies convergen en su distribución en áreas similares del norte del país, sin que existan más subespecies del mismo género ocupando la misma área.

El área accesible para las especies fue delimitada utilizando las 18 ecorregiones terrestres clasificadas por la *World Wildlife Fund* (Olson *et al.*, 2001) correspondientes al norte del país y parte del sur de Estados Unidos (Figura 1).

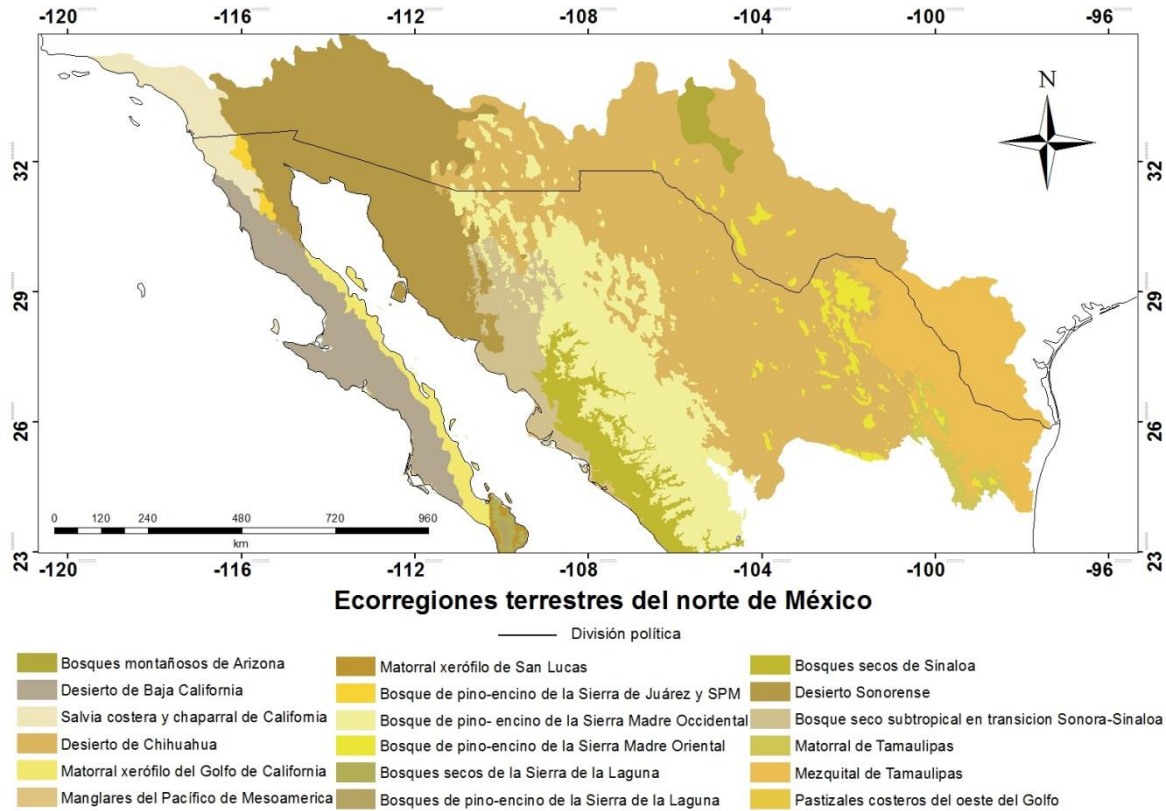


Figura 1. Área correspondiente a las 18 ecorregiones terrestres del norte de México utilizadas para delimitar el área accesible para las especies en el modelado de su nicho ecológico. La clasificación para las ecorregiones terrestres proviene de la *World Wildlife Fund*.

Las ecorregiones terrestres seleccionadas limitaron el área a los estados de Baja California Norte, Baja California Sur, Sonora, Chihuahua, Sinaloa y parte de Coahuila, Durango, Nuevo León, Tamaulipas, Arizona, Nuevo México y Texas (Figura 2), el área contiene los registros marginales para *M. mephitis* en el norte de México.

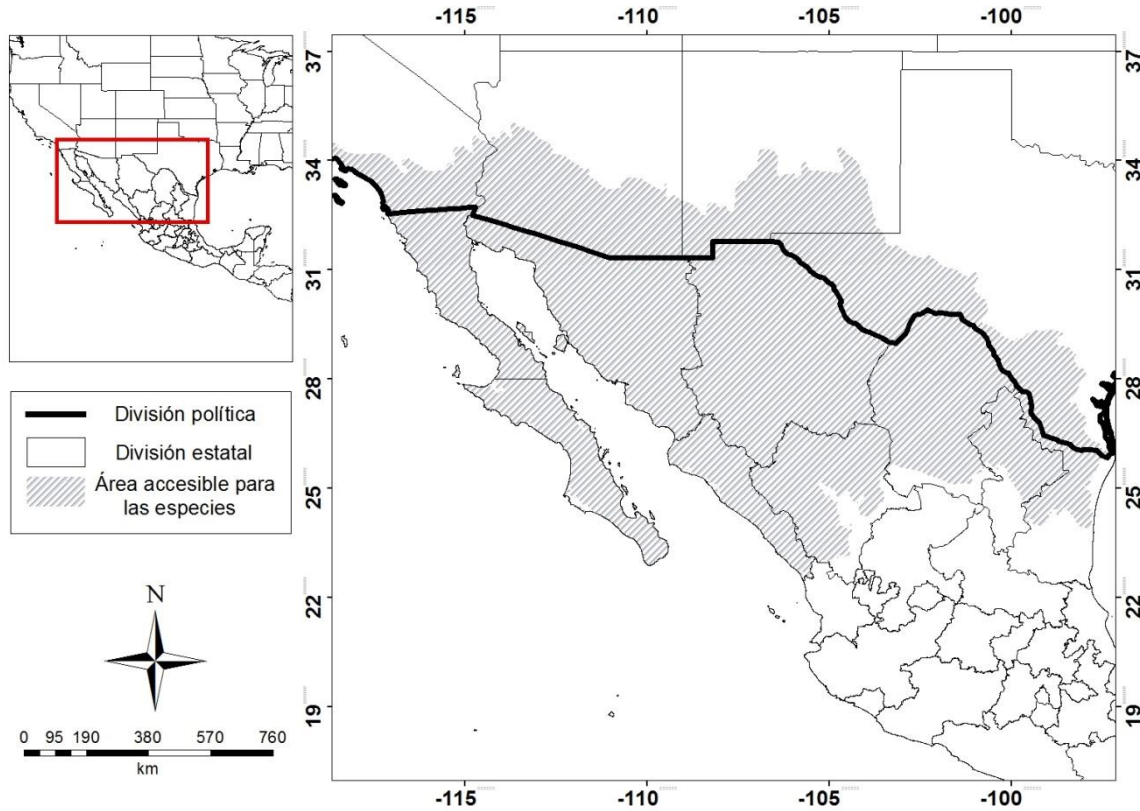


Figura 2. Área accesible para las especies utilizada para modelar su nicho ecológico en el norte de México.

II.II.II Descripción del área de estudio

El área delimitada para el estudio posee una extensión aproximada de 1,349,862 km², abarcando el norte de México. Las 18 ecorregiones abarcan una amplia variedad de hábitats, pertenecientes en su mayoría a zonas áridas y semiáridas, las cuáles conforman el 52% del territorio (González-Romero, 1995) (Tabla 1).

Tabla 1. Área que abarcan cada una de las ecorregiones del área de estudio.

Ecorregión terrestre	Área (km²)
Bosques montañosos de Arizona	12,902
Desierto de Baja California	77,303
Salvia costera y chaparral de California	28,577
Desierto de Chihuahua	510,957
Matorral xerófilo del Golfo de California	22,130
Manglares del pacífico mesoamericano del norte	4,466
Matorral xerófilo de San Luca	3,621

Bosques secos de Sierra de la Laguna	3,973
Bosques de pino-encino de Sierra de la Laguna	1,061
Bosque de pino-encino de la Sierra Juárez y San Pedro Mártir	4,019
Bosque de pino-encino de la Sierra Madre Occidental	182,297
Bosque de pino-encino de la Sierra Madre Oriental	26,118
Bosque seco de Sinaloa	55,707
Desierto de Sonora	204,244
Bosque seco subtropical en la transición entre Sonora-Sinaloa	50,889
Matorral de Tamaulipas	15,651
Mezquital de Tamaulipas	145,820
Pastizales costeros del Oeste del Golfo	128
TOTAL	1,349,862

El área incluye la península de Baja California, la planicie costera de Occidente y la provincia biótica Sonorense, que se extiende sobre el suroeste de los Estados Unidos y el noroeste de México, formada por montañas y planicies desérticas alternadas, incluyendo al desierto de Sonora y algunas zonas de desierto adyacente en Chihuahua (Álvarez-Castañeda *et al.*, 1995).

En general el área cubre para el país una amplia gama de climas y temperaturas, donde las máximas van de 18°C a más de 40°C y las mínimas van desde menores a -8°C a 18°C. De igual manera el amplio rango de precipitación media anual para el área de estudio en el norte de México abarca desde los 0 mm a los 125 mm en algunas regiones hasta los 800 a 1200 mm y de los 1500 a 2000 mm en otras.

II.III Obtención y selección de registros

II.III.I Registros de colecciones

Para complementar los registros del monitoreo en campo y con la finalidad de generar mapas más precisos de su distribución potencial, se realizó una recopilación de los registros correspondientes a las subespecies que se encuentran en la mayor parte del norte de México: *M. macroura milleri* y *M. mephitis estor* en distintas colecciones zoológicas nacionales e internacionales (Espinoza, et. al., 2006; Martínez-Meyer y Sánchez-Cordero, 2006).

Se utilizaron buscadores en línea como *Global Biodiversity Information Facility*, *Mammal Networked Information System*; un sistema de bases de datos en red de 17 colecciones mastozoológicas, *VertNet*, *Smithsonian National Museum of Natural History*, el sitio de la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), que posee la Red Mundial de Información sobre Biodiversidad, con información proveniente de ocho bases de datos para mamíferos con distribución en el país.

Adicionalmente se agregaron los registros provenientes de las publicaciones de Bárcenas *et al.* (2009), Valdez Villavicencio *et al.* (2015), Escobar Flores *et al.* (2012), Jiménez-Guzmán y Zúñiga-Ramos (), Moreno-Valdez (1998) y Tapia-Ramírez *et al.* (2013).

II.III.II Registros con trampas cámara

Registros de ocurrencia correspondientes a las especies: *M. mephitis* y *M. macroura* fueron obtenidos de las bases de datos de un muestreo realizado entre los meses de enero del 2009 y marzo del 2014 utilizando cámaras trampa, se trata de un método eficiente para la detección de especies crípticas, elusivas, con baja densidad poblacional y de hábitos nocturnos, empleando técnicas de captura-recaptura (Carbone *et al.*, 2001; Crooks, 2002; Pereira Munari *et al.*, 2001).

Los muestreos fueron realizados en 31 localidades, 18 en el estado de Sonora, 12 en Chihuahua y una en Durango (Figura 3). Cada sitio fue monitoreado utilizando de 10 a 46 trampas cámara que permanecieron activas durante un periodo aproximado de 21 a 107 días, durante el periodo de muestreo se colocaron un aproximado de 1472 cámaras, distribuidas por sitio de monitoreo a una distancia aproximada de 0.5 a 1 km entre ellas.

Cada cámara fue colocada en lugares donde se encontraron indicios de paso de fauna, veredas de animales, presencia de excretas, huellas o pelo, las trampas cámara se sujetaron a la vegetación existente a una altura aproximada de 50 cm del suelo, con la finalidad de cubrir la gama de tamaños de las especies de

mamíferos en México (Silver *et al.* 2004; Tobler *et. al.* 2008; López-González *et al.*, 2011).

Para reducir el número de fotografías causadas por la luz del sol o por movimientos de la vegetación, las cámaras fueron colocadas con una orientación norte-sur y se limpió el área de alcance del sensor de movimiento removiendo la vegetación y ramas que pudieran obstruir su campo de acción (Locke *et al.*, 2012). Sardina enlatada, avena y vainilla fueron usadas como atrayentes en cada estación de fototrampeo. Las cámaras fueron programadas para tomar una serie de tres fotos por exposición y con un tiempo de separación entre serie de cinco minutos.

El número de trampas cámaras utilizadas por predio dependió del tamaño y accesibilidad del terreno, lo que a su vez influyó en la distancia a la que fueron colocadas (Locke *et al.*, 2012). Las cámaras utilizadas durante las prospecciones a campo corresponden a las marcas Moultrie®, Cuddeback®, Wildview® modelo 2, 5 e Infrared Xtreme® modelo 2 y 5.

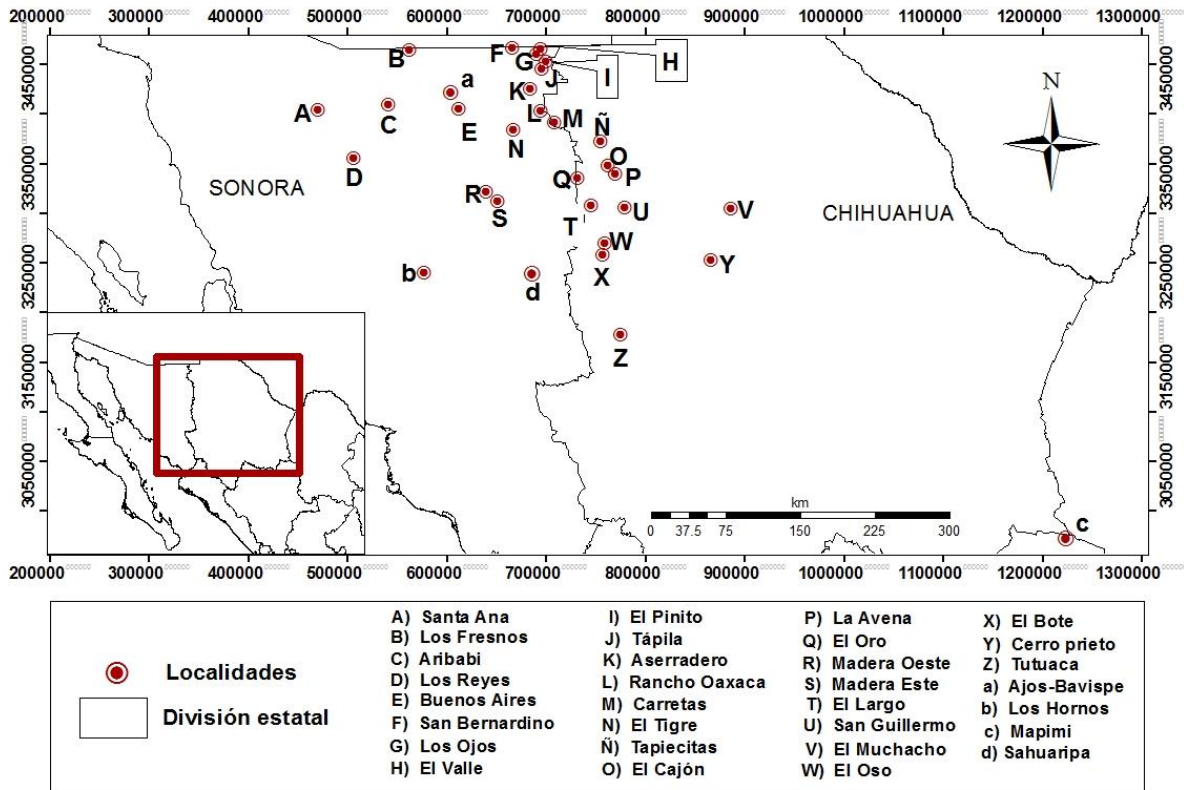


Figura 3. Localidades del noroeste de México con bases de datos entre el 2009 y 2014 con registros para el género *Mephitis*.

II.III.III Selección de registros independientes

Los registros utilizados para generar modelos de nicho ecológico deben ser geográficamente únicos (una sola ocurrencia a pesar del número de registros que se tengan en la misma locación), con el fin de que la idoneidad ambiental predicha no se encuentre sesgada indebidamente hacia las áreas de mayor abundancia en los modelos (Boria *et al*, 2014). La acumulación de registros cerca de la misma localidad puede causar que el modelo se sobreajuste debido a sesgos ambientales correspondientes a la influencia de ese espacio geográfico, el modelo se ajusta estrechamente a los datos de calibración, limitando su habilidad de predecir datos de evaluación independientes, por lo que si hay localidades de calibración que se encuentran cerca de las localidades de evaluación pueden llevar a valores de rendimiento elevados (Boria *et al*, 2014).

Debido a lo anterior, se procedió a eliminar dichas acumulaciones artificiales, con el fin de reducir el efecto de sesgo en el muestreo. Se realizó una selección de los registros que se encontraran separados por un mínimo de 4km para *M. mephitis* y *M. macroura* basándonos en los promedios del ámbito hogareño conocidos para cada una de las especies (Tabla 2).

Tabla 2. Ámbito hogareño para las cuatro especies de zorrillo, usado en la selección de ocurrencias.

MEPHITIDAE	KM²	AUTOR
<i>Mephitis macroura</i>	3.9	Hwang y Larivière, 2001
<i>Mephitis mephitis</i>	4.44	Wade-Smith y Verts, 1982

De manera adicional, de la selección anterior, se apartó para cada especie un conjunto independiente del 20% de registros al azar, con el fin de realizar el análisis para la validación de los modelos finales.

II.IV Selección de variables ambientales

II.IV.I Variables climáticas.

Las variables climáticas seleccionadas para generar los modelos son parte de un set de 19 variables disponibles en línea en formato raster con una resolución de 1km² generadas específicamente para nuestro territorio utilizando información proveniente de estaciones climáticas para el periodo de 1910 al 2009 (Tabla 3). Estas superficies fueron generadas por Cuervo-Robayo y col. (2013) a partir de valores mensuales de temperatura y precipitación que representan promedios anuales, estacionalidad y factores extremos potencialmente correlacionados con la biología de las especies y a diferencia de otras superficies climáticas generadas a nivel mundial, predicen condiciones ligeramente mas frías y secas para el país.

Al tratarse de especies asociadas a bosque mixto de pino y encino de gran altura se incluyeron variables derivadas de un modelo digital de elevación para el mundo obtenido de *Geological Survey Earth Resources Observation and Science* (GSRSS, s/a) y una variable de pendiente obtenida de *U.S. Geological Survey*

Earth Resources Observation and Science (EROS). Estas variables han sido utilizadas para caracterizar la topografía de los bosques en las partes altas y algunos estudios para *M. mephitis* han mostrado una asociación de estas variables con su captura.

Tabla 3. Se describen las 21 variables ambientales, 19 de temperatura y precipitación, un modelo digital de elevación y uno de pendiente.

CLAVE	VARIABLES CLIMÁTICAS
BIO1	Temperatura promedio anual
BIO2	Rango diario promedio (promedio (periodo máximo de temperatura – mínimo))
BIO3	Isotermalidad (BIO2/BIO7) (* 100)
BIO4	Estacionalidad de la temperatura (desviación estándar *100)
BIO5	Temperatura máxima del mes más cálido
BIO6	Temperatura mínima del mes más frío
BIO7	Rango de temperatura anual (BIO5-BIO6)
BIO8	Promedio de temperatura del cuarto más húmedo
BIO9	Promedio de temperatura del cuarto más seco
BIO10	Promedio de temperatura del cuarto más cálido
BIO11	Promedio de temperatura del cuarto más frío
BIO12	Precipitación anual
BIO13	Precipitación del mes más húmedo
BIO14	Precipitación del mes más seco
BIO15	Estacionalidad de la precipitación (coeficiente de variación)
BIO16	Precipitación del cuarto más húmedo
BIO17	Precipitación del cuarto más seco
BIO18	Precipitación del cuarto más cálido
BIO19	Precipitación del cuarto más frío
Altitud	Modelo digital de elevación
Pendiente	Pendiente

II.IV.II Selección de variables independientes

Para la elaboración de modelos de nicho ecológico se recomienda que el conjunto de variables utilizadas posea una estrecha relación con la presencia de las especies y por lo tanto se trate de factores limitantes de su distribución (Tsoar *et al.*, 2007). A su vez deben ser independientes y la cantidad debe ser la mínima para un mejor desempeño del algoritmo, no existe un número ideal de variables

para ser utilizadas pero se ha demostrado que un incremento de éstas puede llevar a un sobreajuste en la distribución obtenida (Tsoar *et al.*, 2007).

Debido a los requerimientos mencionados, se realizó la selección de las variables más importantes para las dos especies y que a su vez mostraran una menor correlación entre ellas, lo anterior fue el resultado de dos procesos de selección a partir del conjunto inicial de 21 variables descrito en la tabla 3.

Para este proceso se realizó una matriz de correlación de Pearson para las variables usando el programa estadístico SPSS 20 (IBM Corp, 2011), lo anterior con el fin de evaluar que variables se parecen entre si y cuales varían de la misma manera. Para el análisis se extrajo de los pixeles de cada raster los valores correspondientes a la información climática y ambiental, utilizando la herramienta “*extract multi value to point*” de ArcMap 10.1. La tabla de atributos resultante fue exportada a formato *.xls* e introducida en el programa estadístico. Un coeficiente de $(r) > |0.71|$ en la matriz resultante, mostró las variables que poseían una mayor correlación con las demás, las variables con una alto coeficiente de correlación con las demás variables fueron retiradas del proceso de modelación.

Para la segunda parte del proceso se utilizó el porcentaje de aporte al modelo y el análisis de *Jackknife* para la importancia de las variables que genera por el programa *Maxent* para examinar e identificar las variables mas importantes para el modelo generado. Se corrieron cuatro modelos de prueba para cada una de las especies, utilizando un set distinto de variables en cada uno: uno con las 21 variables ambientales, uno con las que mostraron un mayor coeficiente de correlación de Pearson $(r) > |0.8|$, otro con las que mostraron el menor coeficiente de correlación de Pearson $(r) < |0.8|$ y el último con las variables que resultaron de mayor aporte a los tres modelos anteriores junto con las que obtuvieron una menor correlación.

Cada modelo fue generado con cuatro replicas y si había dos variables altamente correlacionadas que aportaban los porcentajes mal altos ó eran las más importantes se eligió la de menor correlación con el resto de las variables, de tal

manera que no se descartaran variables relevantes para los modelos de ninguna de las especies (Aguirre-Gutiérrez *et al.*, 2013). Al final de la selección, las variables elegidas debían sumar el 80% o más de aporte en todos los modelos de prueba generados.

II.V Distribución geográfica potencial

II.V.I Parametrización del algoritmo y generación de los modelos

La distribución potencial y las predicciones de idoneidad ambiental para las dos especies se realizaron con el programa *Maximum Entropy Algorithm* (Maxent®; Versión 3.3.3k) (Phillips *et al.*, 2006). Éste algoritmo requiere los registros de ocurrencia para generar mapas de distribución potencial y ha sido ampliamente usado para entender la relación entre variables ambientales y la presencia de las especies (Elith *et al.*, 2011). Las predicciones espaciales de la idoneidad ambiental del nicho ecológico generadas con este método van de 0 (no adecuado) a 1 (altamente adecuado).

Se siguieron los ajustes por defecto del programa: multiplicador de regularización en uno, umbral de convergencia en 10^{-5} y se mantuvo el número máximo de puntos de fondo en 10 000. Aunque la selección del último valor puede llegar a afectar de manera importante el modelo resultante muchos estudios mantienen el valor (Fourcade *et al.*, 2014). Se eligieron un máximo de 1000 iteraciones y se omitió la selección de las opciones *Extrapolar* y *Clamping*.

Se generaron seis replicas por especie, utilizando la opción *random seed* y *subsample*, con un porcentaje de prueba al azar del 25%, usado en trabajos similares (Lodoño-Murcia & Sánchez-Cordero, 2011). Lo anterior permitió al programa utilizar ese porcentaje para generar una curva ROC (*Receiver Operating Characteristic*) para cada modelo, con un valor de AUC (*Area under the curve*) para los dos conjuntos de datos, el de 75% para generar el modelo y el de 25% para probarlo. El formato de salida logístico y el formato *acii* para las predicciones fueron seleccionados por permitir una interpretación más sencilla del modelo (Phillips & Dudik, 2008). Adicionalmente se eligió el análisis de *Jackknife* para

examinar la aportación de cada variable ambiental utilizada; misma parametrización fue usada para las dos especies.

II.V.II Validación de los modelos

Los modelos finales fueron validados a partir de dos procesos, en el primero se consideró el AUC de las seis réplicas generadas por especie, éste mide la habilidad del modelo de discriminar entre sitios donde la especie está presente, contra los sitios donde está ausente (Phillips *et al.*, 2006). El rango del AUC va de 0 a 1, un valor menor que .5 implica un rendimiento peor que el azar, un valor igual a .5 indica que la discriminación predictiva no es mejor que el azar y un valor igual a uno indica una perfecta discriminación (Freeman & Moisen, 2008; Anderson & González, 2011). Se considera que un modelo con un AUC arriba de 0.75 son potencialmente útiles (Elith, 2002).

Basándonos en el criterio anterior, se eligió sólo un modelo de las seis réplicas generadas por especie, considerando cómo modelos de alto poder predictivo los que contaron con el menor porcentaje de omisión y con un AUC mayor a 0.85 (Marmion *et al.*, 2009).

Aunque el AUC ha sido extensamente utilizado cómo único método de validación, hay estudios que demuestran que los modelos que son evaluados cómo favorables por la ROC tradicional y su AUC no necesariamente son los mejores cuando las consideraciones de los modelos de nicho ecológico son tomadas en cuenta para el diseño de la prueba (Townsend *et al.*, 2008; Lobo *et al.*, 2008). Debido a que se recomienda utilizar otros métodos estadísticos además del AUC, se realizó un análisis de ROC parcial, para validar el modelo elegido para cada especie en el proceso anterior (Townsend *et al.*, 2008). Para el análisis se utilizó el 20% de los registros independientes y el modelo final seleccionado entre las seis réplicas por su AUC y porcentaje de omisión. El modelo en formato *.ascii* contiene valores con decimales, por lo que fue multiplicado por 1000 y sus valores transformados a enteros. De éste, se extrajeron dos conjuntos de datos: la tabla de atributos con la cuenta de los valores de cada pixel y los valores de cada

pixel correspondientes al 20% de los puntos, lo anterior fue introducido en el programa *Parcial-ROC* (Narayani Barve, 2008) en formato .csv. Se utilizó una $p < 0.05$ para corroborar que los modelos fueran significativamente distintos del azar.

II.V.III Selección del umbral de corte

La selección del umbral óptimo para transformar la probabilidad resultante en datos de presencia ausencia en un mapa es importante, ya que la selección del valor umbral influye en la precisión y confiabilidad del modelo (Freeman & Moisen, 2008). Aunque existen diferentes alternativas para determinar los umbrales no se ha determinado alguna regla que determine un límite óptimo (Hu & Jiang, 2010).

La elección por defecto del programa corresponde a un umbral de corte de 5%. Esto no implica alguna precisión para la predicción, especialmente cuando se cuenta con registros de colecciones mastozoológicas (lo cual disminuye la confiabilidad) (Freeman & Moisen, 2008). Para los modelos finales de cada especie se eligió un umbral de corte correspondiente al percentil 10, retirando de la proyección final el 10% de la distribución predicha por *MaxEnt*.

Se utilizó la herramienta “*ascii to raster*” de ArcMap 10 para la transformación del formato de salida de las probabilidades generadas por *MaxEnt* y la herramienta “*raster calculator*” para la conversión de esas probabilidades en binario.

II.VI Distribución ecológica potencial

Los modelos binarios de la distribución potencial predicha fueron desplegados en ArcMap 10. El área predicha cómo presencia en cada uno de los pixeles de presencia por *MaxEnt* corresponde a un valor en las variables ambientales utilizadas. Esta información fue extraída utilizando la herramienta “*extract multi value to point*”.

Con esta información se realizaron gráficas bidimensionales de las variables de mayor porcentaje de aporte con el objetivo de visualizar la distribución ecológica de cada una de las especies en el espacio ecológico definido por esas variables.

Comparando los valores máximos y mínimos donde las especies se encuentran presentes, las gráficas fueron generadas en el programa Sigmaplot.

II.VII Prueba de equivalencia de nicho

Se obtuvo el índice de sobre posición entre los dos nichos generados en los modelos finales, éste mide la similitud entre las predicciones de hábitat adecuado entre las dos especies usando el método propuesto por Warren y col (2008). Lo anterior ha sido implementado en el programa *ENM tools* (), que mide la sobre posición de los nichos usando tres estadísticos diferentes, el de Shoener's D (Schoener, 1968), el índice estadístico I (Warren *et al.*, 2008) y el rango relativo (RR, Warren & Seifert, 2011). Las tres medidas poseen valores de 0 (especies con modelos de nicho ecológico completamente discordantes) a 1 (especies con modelos idénticos). En este caso se calcularon los valores observados para los índices I y D de los dos nichos ecológicos generados con Maxent.

Usando el mismo programa se realizó una prueba de identidad, para saber si los nichos ecológicos generados para las dos especies son más diferentes de lo esperado si fueran realizados a partir de la misma distribución subyacente (el conjunto de puntos de presencia para las dos especies) (Warren *et al.*, 2008). Los niveles de significancia para rechazar o no la hipótesis nula se establecieron calculando los percentiles (Warren & Turelli, 2008). Para las distribuciones nulas (pseudoréplicas) obtenidas de esta prueba, se calculó el percentil 0.01 y 0.05 que equivalen a $p=0.01$ y $p=0.05$. En este caso se calcularon los percentiles de todos los datos de las pseudoréplicas para los índices I y D resultantes, por lo que si los valores de I y D (observados) obtenidos de la prueba anterior son \leq al valor de los percentiles 0.01 y 0.05 indicaría que los valores son estadísticamente diferentes, refutando la hipótesis nula.

II.VIII Prueba de similitud de nicho

Adicionalmente, se realizó una prueba de datos ambientales de fondo o "*background*" para la hipótesis nula (la distribución de una especie no aporta ningún dato para predecir la distribución de la otra) (Warren & Turelli, 2008). Si

esta prueba es significativa no indica diferencias significativas entre especies, sino que estas son similares ecológicamente. La prueba se basa en usar datos aleatorios para determinar si dos especies son más o menos similares que lo esperado basado en las diferencias en los datos ambientales de fondo o “background” (Warren *et al*, 2009). Este se refiere al área o píxeles en donde no se ha predicho la especie. Se utiliza la información proveniente del “background” debido a que se busca conocer si una especie tolera o no las mismas condiciones ecológicas de otra y la única forma de hacerlo es comparando con el lugar donde hay certeza de que las condiciones ecológicas que no son toleradas por una especie, porque no se distribuye en ese lugar.

La prueba también calcula distribuciones nulas de los índices I y D, en dos sentidos, por lo que obtuvimos una distribución nula de 100 índices para la especie *M. macroura* vs *M. mephitis* y 100 para *M. mephitis* vs *M. macroura*. Sólo con valores significativos en ambas direcciones se puede afirmar que una especie comparte similitud ecológica.

En este caso el archivo utilizado como “background” para la prueba consistió en el raster en formato .ascii de las predicciones de ausencia obtenidas de *Maxent*. Lo anterior se obtuvo seleccionando sólo el área fuera del umbral de corte correspondiente al “*mínimum training presence*” (valor a partir del cual se empiezan a predecir la presencias).

Los niveles de significancia para rechazar o no la hipótesis nula se establecieron calculando los percentiles 0.01 y 0.05 para las distribuciones nulas generadas, calculando los percentiles de todas las pseudoréplicas para los índices I y D de esta prueba. Si los valores observados de I y D obtenidos de la prueba de sobre posición de nicho son \leq al valor de los percentiles 0.01 y 0.05 indicaría que los valores son estadísticamente diferentes.

III. RESULTADOS

III.I Información ecológica disponible

III.I.I *Mephitis mephitis estor*

Su longitud total va de los 575 a los 800 mm, con una longitud de cola de entre 184 a 393mm (Wade-Smith & Verts, 1982). Las hembras son en promedio 15% más pequeñas q los machos y los adultos llegan a pesar de 1.2 a 5.3 kg, con un promedio de 2 a 2.6 kg en estados del centro-oeste de Estados Unidos (Wade-Smith & Verts, 1982).

Hábitat:

Las características ambientales, a lo largo de su distribución, se encuentran mejor representadas en Estados Unidos. Se le asocia a tierras de cultivo, pastizales, bordes de arboledas, cañadas, afloramientos rocosos e incluso áreas urbanas, en elevaciones de 0 a 1800 msnm (Wade-Smith & Verts, 1982) y raramente sobre los 4000 msnm (Rosatte & Larivière, 2003). Se ha observado su preferencia por zonas abiertas, en el linde de los bosques y parecen ser más abundante en zonas agrícolas donde hay buen suministro de alimento y adecuada cobertura para sus madrigueras (Valdez-Villavivencio *et al.*, 2014). Esta especie llega a frecuentar áreas residenciales, campos adyacentes a zonas industriales, edificios vacíos y basureros. En las praderas utiliza humedales y bosques para el forrajeo, los humedales y tierras de cultivo son utilizados cómo hábitat primario para sus madrigueras (Rosatte & Larivière, 2003).

Hábitos alimenticios:

Es un omnívoro oportunista, pero se alimenta principalmente de insectos, se alimenta de escarabajos, grillos y larvas de mariposa. Aunque en invierno y primavera se alimenta también de vertebrados como ratones (*Peromyscus spp.*), topos (*Microtus spp.*), huevos y polluelos. Así como frutas como manzanas (*Malus pumila*), mora azul (*Veccinium spp.*), cerezas (*Prunus serótina* y *Physalis*

heterophylla), otros vegetales como maíz (*Zea mays*) y varias solanáceas (*Solanum spp.*) en temporada (Wade-Smith & Verts, 1982).

A pesar de que en la primera mitad del siglo XX el mercado de pieles consideraba como valiosa la piel de *M. mephitis*, su precio y caza disminuyó en 1950 y 1960 y actualmente no significa un factor negativo para su supervivencia (Wade-Smith & Verts, 1982). Sus densidades van de 0.7 a 18.5/km² y en la mayoría de los casos de 1.8 a 4.8/km², la densidad varía ampliamente entre años, debido probablemente al brote de enfermedades raramente alcanzan los 5 o 6 años en vida libre (Wade-Smith & Verts, 1982).

III.1.II Mephitis macroura milleri

M. macroura posee longitudes entre 598 y 677mm con un promedio de 637 mm en machos y entre 628 y 678 en hembras con promedio de 646 mm. Generalmente las hembras son 15% más pequeñas que los machos, alcanzado de 716 a 900 g entre machos y 699 a 735 g entre hembras, con un peso máximo para los dos sexos de 2.5 kg (Hwang & Lariviere, 2001).

Hábitat:

Se le puede encontrar desde el nivel del mar y en desiertos hasta los 2500 msnm en bosques de pino (Cervantes *et al.*, 2002; Aranda, 2012). Es más común en tierras bajas áridas, no se sabe mucho acerca de su ecología, pero suele considerarse como una especie generalista (Bárcenas *et al.*, 2009).

Su hábitat incluye bajas elevaciones como planicies de desiertos, bosques en altas elevaciones con pino ponderosa (*Pinus ponderosa*), en vegetación riparia, en tierras altas con bosques o matorrales y en áreas de pastizal (Feldhamer *et al.*, 2003; Rosatte & Larivière, 2003).

En 1986, en Nuevo León colectaron especímenes en matorral submontano a 500m, con bosque de *Pinus-Quercus* a 600m. Mientras que los registros en 1998 en el mismo estado se encuentran a 170km al SE en la Sierra de Tamaulipas (Moreno-Valdez, 1998).

En el desierto de Chihuahua *M. macroura* ha sido detectado en pastizales, en colonias de perritos de las praderas y en hábitat riparios. Donde ambas especies, prefieren hábitat de pastizales (0.9 individuos por transecto de 10 km) sobre las colonias sobrepastoreadas de perritos de la praderas (0.2 individuos por transecto de 10 km) (List & MacDonald, 1998). En el mismo estado *M. macroura* resulta más abundante en lugares abiertos y áreas cultivadas en lugar de bosques y matorrales. Ni a *M. mephitis* ni a *M. macroura*, se les observó en hábitat de matorral en ninguna época del año (List & MacDonald, 1998).

Hábitos alimenticios:

Su alimentación tiene similitud a la de *M. mephitis*, aunque cambia en proporción dependiendo de la época del año, se alimenta en general de insectos, frutas, pequeños vertebrados y huevos de aves (Hwang & Lariviere, 2001).

Estimados de abundancia para el género *Mephitis* muestran que se encuentran ambas especies entre los mamíferos más abundantes en pastizales del noroeste de México, por lo menos durante la época de lluvia de la temporada otoño (List & MacDonald, 1998).

III.II Obtención y selección de registros

III.II.I Registros de colecciones

Los registros que se obtuvieron de las colecciones y de la búsqueda bibliográfica correspondieron al periodo comprendido entre los años 1800 al 2014, con un total de 1,618 registros; 507 para *M. macroura* y 1,111 para *M. mephitis*. Adicionalmente se incluyeron 10 registros provenientes de los artículos de Bárcenas y col. (2009), Escobar-Flores y col. (2012), Valdez-Villavicencio y col. (2014)

III.II.II Registros con trampas cámara

Durante el periodo de muestreo en las localidades del noroeste de México se colocaron 1,575 cámaras que permanecieron activas por un periodo de entre 21 y 107 noches trampa por sitio, con un total de 2,459 registros; 1,176 para *M. macroura* y 1,283 para *M. mephitis*. En el año 2014 se obtuvo el menor número de registros para las dos especies, mientras que el mayor número para *M. mephitis* y *M. macroura* se obtuvo en el 2009 (Figura 4).

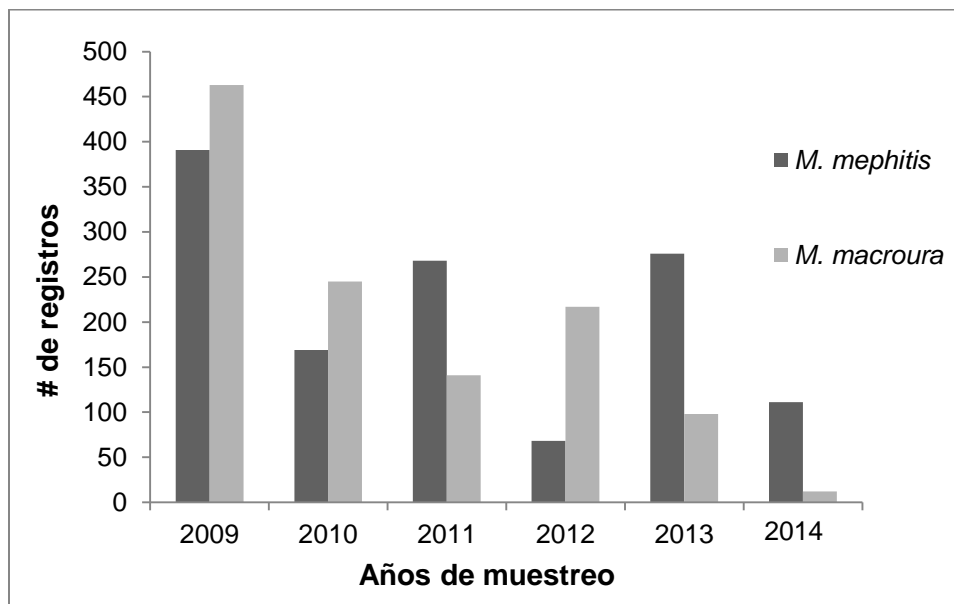


Figura 4. Registros fotográficos obtenidos durante los muestreos en campo en el noroeste de México.

Las localidades con menos registros para las cuatro especies fueron “Tutuaca” y “San Bernardino”, mientras que “Los Ojos” obtuvo el mayor número de registros (Tabla 4). Por otro lado no todas las localidades fueron muestreadas con el mismo esfuerzo, las localidades con un mayor esfuerzo de muestreo fueron “Sahuaripa” (2009-2014), seguida por “El Pinito” (2009-2013), “Ajos” (2009-2012), “Los Ojos” (2009-2012), “Madera Oeste” (2009-2011) y “El Tigre” (2009-2012), el resto de las localidades fueron muestreadas entre uno y dos años.

Tabla 4. Total de registros por localidad para las cuatro especies de la familia Mephitidae, obtenidos de los muestreos realizados entre el 2009 y el 2014 en el noroeste de México con cámaras trampa.

Localidad	Mema	Meme	Total	Localidad	Mema	Meme	Total
Ajos	16	16	32	Los Fresnos	24	6	30
Aribabi	9	5	14	Los Hornos	20	0	20
Aserradero	0	3	3	Los Ojos	242	268	510
Buenos Aires	27	7	34	Los Reyes	30	16	46
Carretas	14	9	23	Madera Este	56	1	57
Cerro Prieto	20	84	104	Madera Oeste	95	187	282
El Bote	24	11	35	Mapimi	92	0	92
El Cajón	9	136	145	Rancho Oaxaca	13	0	13
El Largo	68	10	78	Sahuaripa	253	0	253
El Muchacho	18	22	40	San Bernardino	3	0	3
El Oso	7	0	7	Santa Ana	43	4	47
El Pinito	25	37	62	El Oro	9	37	46
El Tigre	25	141	166	Tapiecitas	6	10	16
El Valle	0	160	160	Tápila	9	36	45
San Guillermo	6	50	56	Tutuaca	0	0	0
La Avena	13	27	40	TOTAL	1,176	1,283	2,459

III.II.III Selección de registros independientes

Se obtuvieron un total de 4,087 registros para ambas especies de las distintas fuentes mencionadas. De acuerdo a los criterios de selección el 85 % del total de registros fue retirado por no cumplir con alguno de los parámetros, quedando sólo el 15% correspondiente a 605 registros para la generación y validación de los modelos de nicho ecológico como se muestra en la tabla 5.

Tabla 5. Registros obtenidos de la búsqueda en colecciones, esta columna incluye registros de artículos y bibliografía. Se muestra el total para cada especie, así como el total utilizado para la generación y validación de los modelos.

ESPECIE	Muestreo 2009-2014	Colecciones	Publicaciones	Total de registros	% retirado	Registros utilizados
<i>M. macroura</i>	1,176	507	2	1,685	85	237
<i>M. mephitis</i>	1,283	1,111	8	2,402	84	368
TOTAL	2,459	1,618	10	4,087	85	605

De manera adicional, se apartó para cada especie un conjunto independiente del 20% de registros al azar, para la validación de los modelos finales utilizando la ROC parcial. En el caso de *M. macroura* de los 237 registros seleccionados; 195 fueron usados para generar los modelos y 42 para la validación. Mientras que para los 368 registros de *M. mephitis*; 304 fueron utilizados para los modelos y 64 para la validación (Figura 5).

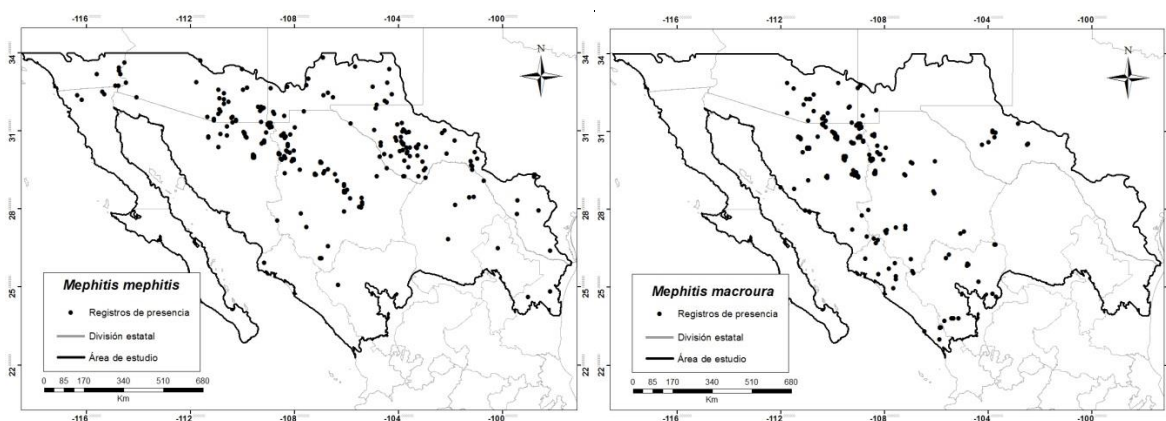


Figura 5. Conjunto final de registros usados para generar los modelos de nicho ecológico de *M. macroura* y *M. mephitis* y su validación, resultantes del proceso de selección anterior.

III.III Selección de variables independientes

La matriz de correlación de Pearson mostró una correlación de $(r) < 0.81$ para las variables: Bio02, Bio03, Bio08, Bio09, Bio14, Bio15, Bio17, altitud y pendiente. Mientras que las variables con un índice de correlación $(r) > 0.81$ fueron: Bio01, Bio04, Bio05, Bio06, Bio07, Bio10, Bio11, Bio12, Bio13, Bio16, Bio18 y Bio19.

La exploración previa para las variables utilizando la prueba de jackknife para las variables y el resultado de su porcentaje de contribución en los cuatro modelos de prueba realizados en *MaxEnt* se muestran en la tabla 6.

Tabla 6. Variables ambientales utilizadas en cada uno de los cuatro modelos de prueba y las variables de mayor aporte para cada uno de ellos.

Modelos de prueba	Variables utilizadas	Variables de mayor aporte al modelo y de menor correlación entre ellas
1. Conjunto de 21 variables ambientales	Bio01, Bio02, Bio03, Bio04, Bio05, Bio06, Bio07, Bio08, Bio09, Bio10, Bio11, Bio12, Bio13, Bio14, Bio15, Bio16, Bio17, Bio18, Bio19, MDE y pendiente	Bio03, Bio04, Bio05, Bio08, Bio11, Bio13, Bio15 y Bio19
2. Variables de correlación (r) > 0.8 con otras variables	Bio01, Bio04, Bio05, Bio06, Bio07, Bio10, Bio11, Bio12, Bio13, Bio16, Bio18 y Bio19	Bio04, Bio11, Bio13 y Bio18
3. Variables de correlación (r) < 0.8 con otras variables	Bio02, Bio03, Bio08, Bio09, Bio14, Bio15, Bio17, MDE y Pendiente	Bio03, Bio08, Bio15 y MDE
4. Variables de mayor aporte a los modelos anteriores y variables con coeficiente de correlación de (r) < 0.8 	Bio02, Bio03, Bio04, Bio08, Bio09, Bio11, Bio13, Bio14, Bio15, Bio17, Bio18, Bio19, MDE y Pendiente	Bio03, Bio04, Bio08, Bio11, Bio13, Bio15, Bio18, Bio19 y MDE

Variables como Bio18 y Bio13, fueron consideradas a pesar de poseer un coeficiente de correlación (r) >|0.8| con otras, lo anterior, debido a su alto porcentaje de aporte e importancia en los modelos individuales de prueba, fueron eliminadas las variables que poseían una mayor correlación con éstas dos.

Las variables Bio02, Bio09, Bio14, Bio17 y pendiente obtuvieron porcentajes bajos en la contribución a la mayoría de los modelos de prueba, por lo que fueron descartadas a pesar de tener una correlación (r) <|0.8| con las demás variables. En total, de las 21 variables iniciales, 12 fueron descartadas por no contar con un aporte significativo a los modelos de prueba o por encontrarse fuertemente correlacionadas con el resto.

El conjunto final de variables seleccionadas fueron: Bio03, Bio04, Bio08, Bio11, Bio13, Bio15, Bio18, Bio19 y el modelo digital de elevación (DEM) (Tabla 7).

Tabla 7. Se describen las nueve variables ambientales usadas para generar los modelos finales de nicho ecológico.

CLAVE	VARIABLES AMBIENTALES
Bio03	Isotermalidad (Bio02/Bio07) (* 100)
Bio04	Estacionalidad de la temperatura (desviación estándar *100)
Bio08	Promedio de temperatura del cuarto más húmedo
Bio11	Promedio de temperatura del cuarto más frío
Bio13	Precipitación del mes más húmedo
Bio15	Estacionalidad de la precipitación (coeficiente de variación)
Bio18	Precipitación del cuarto más cálido
Bio19	Precipitación del cuarto más frío
MDE	Modelo digital de elevación

III.IV Distribución geográfica potencial

Las seis replicas generadas con las nueve variables elegidas obtuvieron en su mayoría, valores de AUC mayores a 0.80 y porcentajes de omisión menores al 13% (Tabla 8). Los dos modelos elegidos obtuvieron los valores más adecuados, con un AUC > 0.85 y un porcentaje de omisión menor o igual al 10%. Ambos modelos obtuvieron una $p < .05$ en la ROC parcial (Tabla 9).

Tabla 8. Área debajo de la curva (AUC) y porcentaje de omisión de las seis réplicas generadas en Maxent con las nueve variables resultantes del proceso de selección. En sombreado se muestra el modelo elegido para cada especie.

Especie	Replicas	AUC entrenamiento	AUC prueba	Omisión (%)
<i>M. macroura</i>	1	0.884	0.870	9
	2	0.889	0.811	11
	3	0.891	0.810	10
	4	0.881	0.848	9
	5	0.888	0.815	10
	6	0.880	0.844	10
<i>M. mephitis</i>	1	0.855	0.813	10
	2	0.858	0.795	13

3	0.863	0.820	10
4	0.860	0.802	12
5	0.852	0.831	11
6	0.851	0.870	10

El resultado del análisis de *Jackknife* para la importancia de las variables de los dos modelos finales mostró que las variables de mayor peso en el caso de *M. macroura* fueron: la precipitación del mes más húmedo, la estacionalidad de la precipitación y precipitación del cuarto más frío. Mientras que para el modelo de *M. mephitis* fueron: la estacionalidad por temperatura, el promedio de temperatura del cuarto más frío, precipitación del cuarto más cálido y promedio de temperatura del cuarto más húmedo (Tabla 9).

Tabla 9. Valores del modelo final elegido entre las seis replicas para cada una de las especies.

Especie	ROC parcial	Área (km²)	Variables y porcentaje de aporte
<i>M. macroura</i>	p= 0.000716	494,406	Bio13 (21), Bio15 (19.4), Bio19 (13.9), MDE (11.7), Bio03 (9.7), Bio18 (9.3), Bio04 (8.6), Bio11 (3.5), Bio08 (2.8)
<i>M. mephitis</i>	p= 0.039459	501,989	Bio04 (34), Bio11 (21.8), Bio18 (14.3), Bio08 (13.1), Bio03 (10.2), Bio15 (3.6), MDE (1.3), Bio19 (1), Bio13 (0.7)

Para *M. macroura* el modelo binario de la distribución potencial limitó la predicción de las condiciones adecuadas para la especie a gran parte del noroeste del país, mostrando su presencia en los estados de Sonora, Sinaloa, Durango y parte de Chihuahua. Mientras que las menos adecuadas se mostraron en Baja California Norte, Baja California Sur, Coahuila, Nuevo León y Tamaulipas (Figura 6).

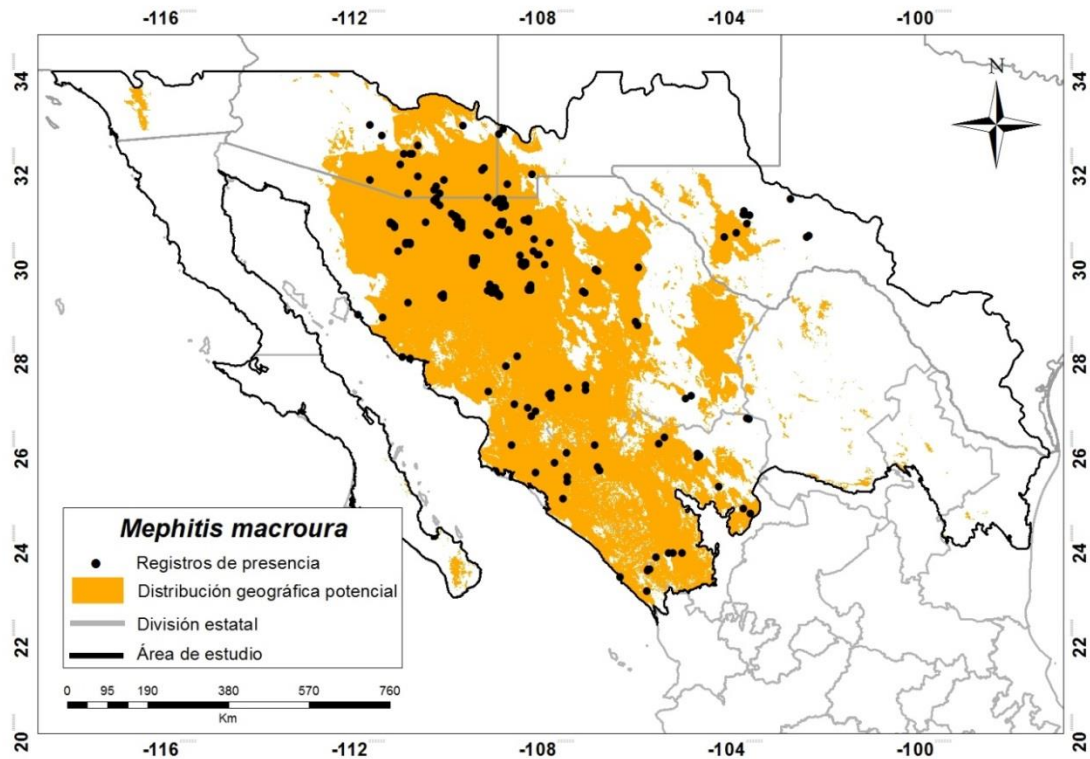


Figura 6. Mapas de distribución potencial para *M. macroura* el norte de México utilizando nueve variables ambientales seleccionadas. Se muestran en negro los puntos de ocurrencia con los que fue generado cada modelo y la predicción binaria del nicho ecológico potencial resultante de *MaxEnt*.

En el caso de *M. mephitis* el modelo binario de la distribución potencial limitó la predicción a, parte de Chihuahua, Coahuila, Sonora y una pequeña porción del noreste de Baja California Norte. Los estados de Durango, Nuevo León y Tamaulipas mostraron las condiciones menos adecuadas junto con Baja California Sur y Sinaloa donde no se presentó la distribución potencial para la especie (Figura 7).

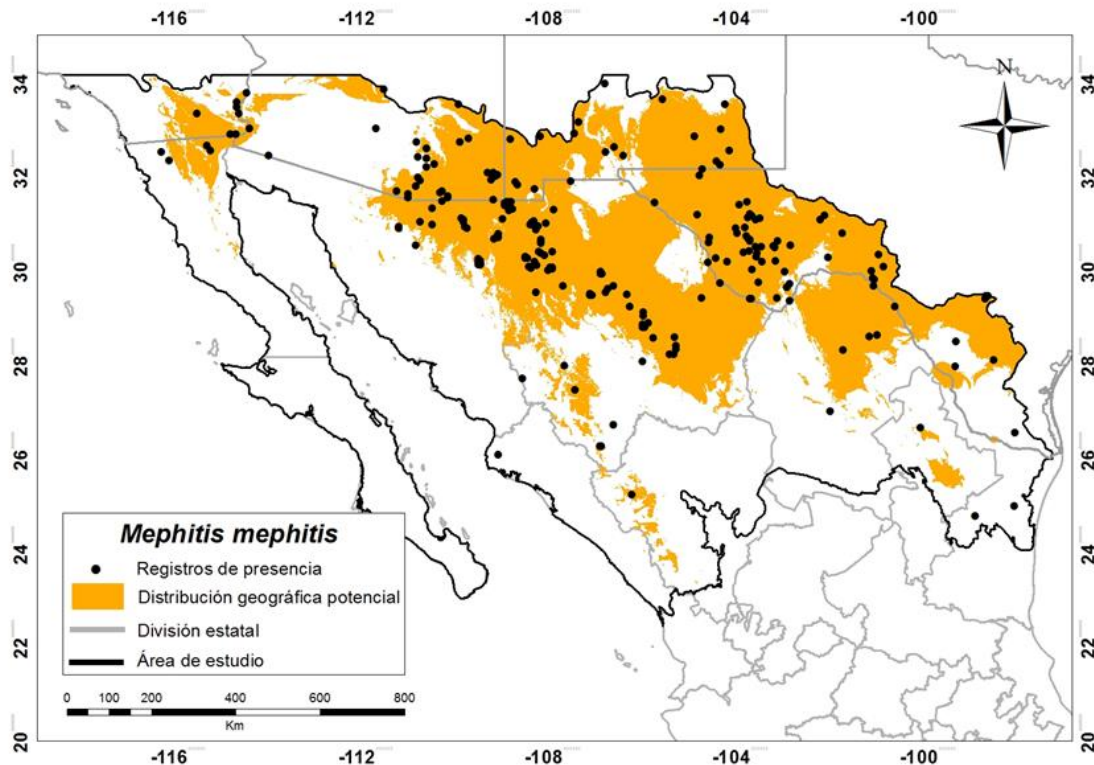


Figura 7. Mapa de distribución potencial para *M. mephitis* el norte de México utilizando nueve variables ambientales seleccionadas. Se muestran en negro los puntos de ocurrencia con los que fue generado cada modelo y la predicción binaria del nicho ecológico potencial resultante de *MaxEnt*.

Las ecorregiones terrestres que abarcaron en más del 1% el área de la distribución potencial predicha para *M. macroura* fueron: el desierto de Chihuahua (31%), el bosque de pino-encino de la Sierra Madre Occidental (32%), el bosque seco de Sinaloa (10%), el desierto de Sonora (10%) y el bosque seco subtropical en transición entre Sonora-Sinaloa (9%). Mientras que para *M. mephitis* fueron: el desierto de Chihuahua (62%), el bosque de pino-encino de la sierra Madre Occidental (15%), el mezquital de Tamaulipas (10%), el desierto de Sonora (7%) y el bosque de pino-encino de la Sierra Madre Oriental (3%).

Las dos especies poseen distribuciones que abarcan distintas partes del norte del país, sin embargo el área de simpatría donde potencialmente se encuentran las dos especies coexistiendo abarca unos 200,440 km² en el noroeste

del país y se encuentra hacia el noreste de Sonora y parte del oeste y centro de Chihuahua (Figura 8)

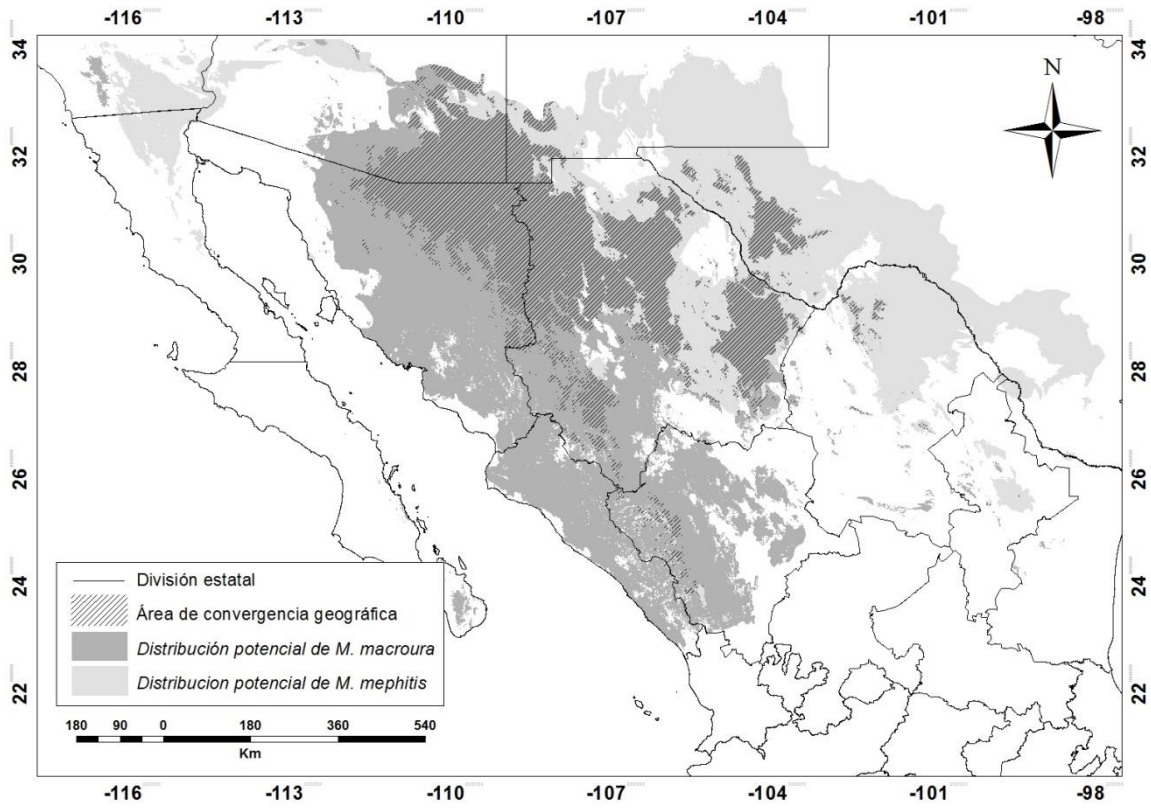
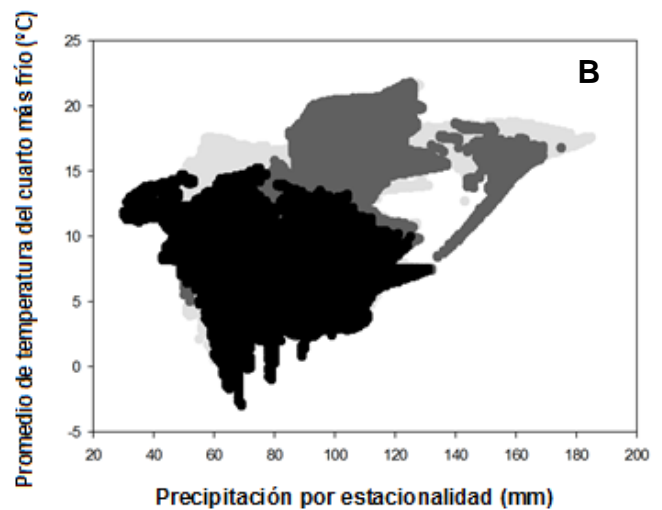
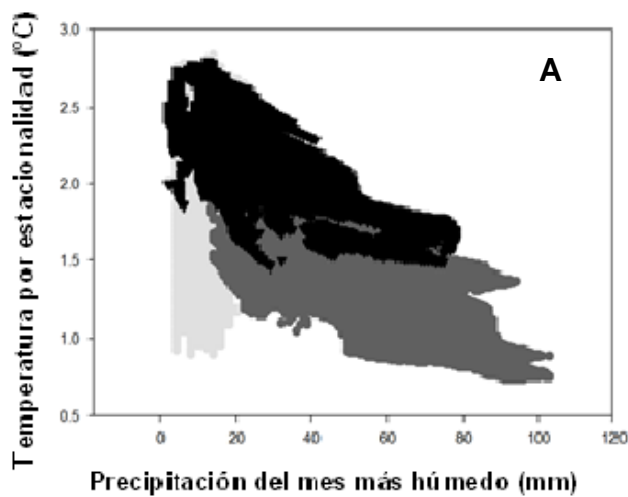


Figura 8. Área de convergencia geográfica de los modelos de distribución potencial para *M. mephitis* y *M. macroura* en el norte de México.

III.V Distribución ecológica potencial

Las nueve variables fueron graficadas para su exploración bidimensional. Una diferencia en el rango en el que cada especie utiliza los recursos ambientales se muestra en todos los pares de variables graficadas (Figura 9).

La temperatura por estacionalidad y la precipitación del mes más húmedo mostraron una mayor diferencia por especie, siendo *M. macroura* la que abarca un rango mas amplio entre las variables (Figura 9; A). La misma situación se muestra con las variables de promedio de la temperatura del cuarto más frío y la altitud, donde el género se distribuye prácticamente en todo el rango de altitud disponible en el área de accesibilidad delimitado y la diferencia se muestra en el promedio de temperatura del mes más frío, donde *M. mephitis* ocupa una mayor amplitud que *M. macroura* (Figura 9; C).



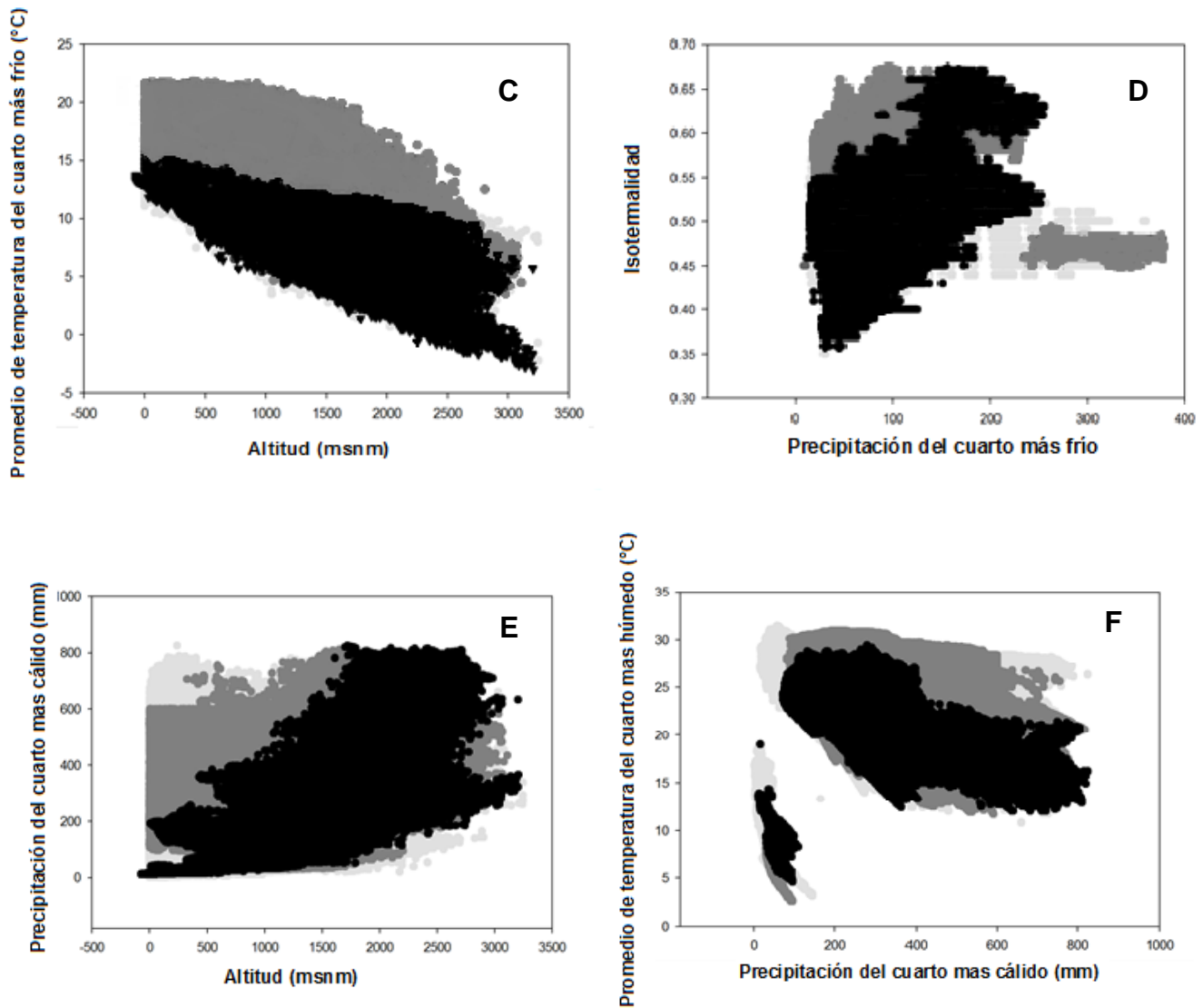


Figura 9. Visualización de las condiciones ambientales del nicho ecológico modelado para *M. macroura* y *M. mephitis* en el norte de México. Los puntos gris claro representan las condiciones ambientales para cada pixel del área de estudio, los puntos gris oscuro son las condiciones correspondientes a los pixeles de presencia para *M. macroura* y los puntos negros para *M. mephitis*.

De manera general la exploración de las variables muestra a *M. mephitis* con un rango más amplio en el uso de los recursos ambientales disponibles, a pesar de que ambas son consideradas como especies generalistas.

III.VI Prueba de equivalencia de nicho

Los índices I y D observados para el nicho ecológico de estas especies no se encuentra dentro de la distribución nula construida para la prueba de sobreposición de nichos, por lo que se concluye que los modelos son distintos a lo esperado por el azar. Lo anterior se confirma con el rechazo de la hipótesis nula en la prueba de identidad de nicho, donde los índices I y D (observados) resultaron ≤ 0.01 y ≤ 0.05 , lo que indica que los valores son estadísticamente distintos, por lo que se rechaza la hipótesis nula y se concluye que no existe equivalencia ecológica de los nichos de *M. macroura* y *M. mephitis* (Tabla 10).

III.VII Prueba de similitud de nicho

Nos se obtuvieron valores significativos para la prueba de “background”, los valores observados de I y D resultaron mayores a 0.5 en ambas direcciones, por lo que las especies no comparten similitud ecológica.

Tabla 10. Prueba de equivalencia y similitud de nicho. A continuación del valor resultante de la prueba se muestra la evaluación de significancia estadística ($p \leq 0.05 = *$; $p \leq 0.01 = **$; $p > 0.05 = ns$).

Par de especies	Prueba de identidad (Equivalencia de nicho)		Prueba de "background" (Similitud de nicho)		
	I	D	I	D	
	<i>M. macroura</i> vs <i>M. mephitis</i>	0.678 **	0.537 **	0.678	ns ns

IV. DISCUSIÓN

El modelo binario de la distribución potencial para *M. macroura* señaló un área reducida del sur de la península de Baja California cómo una zona con las condiciones adecuadas para la especie, sin embargo, a la fecha no hay registros ni históricos ni actuales de la especie en esa área. El error de comisión generado puede deberse a la presencia de selvas cálido-secas, porciones de sierra y planicies del Cabo, condiciones que si bien podrían resultar tolerantes para la especie, su ubicación geográfica hace que dicha área resulte inaccesible para la especie por encontrarse separada del resto del área de su distribución por amplias zonas de desiertos y matorral xerófilo que se encuentran a lo largo de la península de Baja California (Olson *et al.*, 2001).

Una situación similar ocurre con el área proyectada al norte de la península, cómo parte de la distribución potencial para la especie. Donde existe un área de chaparral y bosques de California que se encuentra separado del área de predicción principal por clima árido y semiárido con una temperatura media anual entre 18° y 22°C, temperatura del mes más frío menor a 18°C y temperaturas del mes más caliente mayores a 22°C, propias del desierto de Sonora (García, 2001).

La distribución potencial descrita para *M. mephitis* en este estudio coincide con lo reportado por Valdez-Villavicencio (2014) para la subespecie que se encuentra en el norte de nuestro país (*M. m. estor*), donde se muestra el límite de su distribución al este de Baja California Norte y al sur en los estados de Sonora, Chihuahua, Coahuila y Nuevo León.

Si bien la especie también ha sido registrada al oeste de la misma área y el modelo no muestra esa zona como parte de la predicción, es la subespecie *M. m. holzneri* la que encuentra su distribución en esa zona (Mearns, 1897). Lo que podría explicar la falta de proyección en esa zona, ya que área que no fue proyectada como parte de la distribución potencial, lo cuál podría ser considerado como una buena predicción para la subespecie que se distribuye en la mayor parte del norte del país.

La parte oeste de Baja California Norte posee algunas características ambientales de temperatura y precipitación propias de la ecorregión también definida como California mediterránea, que cuenta con, características que difieren de las del éste del mismo estado. Actualmente no se cuenta con registros que muestren a ambas subespecies en la misma área, lo que podría estar mostrando una segregación espacial entre ambas subespecies en esta área.

Otras subespecie del mismo género es *M. m. varians* se encuentran al norte de los estados de Chihuahua y Coahuila, donde mostró algunos registros en los zonas adyacentes al suroeste de Texas y este de Nuevo México (Gray, 1837).

El análisis de jackknife de importancia y el porcentaje de aporte de las variables mostró a la temperatura por estacionalidad para *M. macroura*, esta variable se encuentra relacionada con el rango anual de temperatura y precipitación A lo largo de su distribución *M. macroura* es más común en tierras bajas áridas, donde suele considerársele como una especie generalista (Bárcenas *et al.*, 2009).

Mientras que la precipitación del mes mas húmedo obtuvo un 34% de aporte para el modelo de *M. mephitis*. Estimados de abundancia para el género Mephitidae muestran que se encuentran ambas especies entre los mamíferos más abundantes en pastizales del noroeste de México, por lo menos durante la época de lluvia de la temporada otoño (List & MacDonald, 1998).

La altitud no resultó una variable limitante para ninguna de las dos especies, ya que ambas mostraron una distribución en todo el gradiente disponible en el área de estudio de los 0 a los 3200mm. Sin embargo, una diferencia si fue detectada en la amplitud del promedio de temperatura del cuarto más frío (Bio11) va de los 0 a los 21°C para el área de distribución predicha para *M. macroura*, mientras que para *M. mephitis* va de -3 a 15°C, lo anterior se ve reflejado en su distribución extensa a grandes latitudes (Godin, 1982), donde la otra especie no se encuentra presente y donde las temperaturas de manera general son mas bajas.

Las temperaturas extremas en invierno son consideradas como un factor importante en la supervivencia de las poblaciones en el norte del rango de distribución de *M. mephitis* (Sunquist, 1974; Mutch & Aleksasuk, 1977). Sin embargo en el límite de su distribución en México las condiciones en invierno son menos severas, por lo que no representan un factor limitante para la especie. Inclusive algunos estudios sugieren que las bajas temperaturas en estados como Texas no afectan la mortalidad de los machos en invierno (Bjorge *et al.*, 1981; Hansen *et al.*, 2004).

La precipitación del mes más húmedo resultó una variable de importancia para *M. macroura*, al contrario de lo que se mostró para *M. mephitis*, con un aporte menor al 10%. Al contrario de lo anterior, la temperatura por estacionalidad resultó entre las variables más importantes para *M. mephitis*, mientras que para *M. macroura* resultó con un aporte menor al 10%.

Investigaciones previas (Bixler & Gittleman, 2000; Kuehl & Clark, 2002; Verts, 1967) notaron la importancia de las áreas abiertas para la actividad diaria de *M. mephitis* a nivel de microhábitat. Mientras que estudios posteriores indican una mayor ocurrencia de esta especie alrededor de parches de bosque (Gehring & Swihart, 2003; Lariviere & Messier, 2001) y agua (ej. Lariviere & Messier, 1998; Philips *et al.*, 2003) a nivel de macrohábitat.

En un estudio hecho en Tennessee, para relacionar el éxito de la captura con factores ambientales del hábitat de *M. mephitis*, encontraron que algunas de las características relacionadas con el número de fuentes de agua, la distancia a fuentes permanentes de agua y la distancia a áreas abiertas se encontraban entre los caracteres del hábitat más frecuentemente relacionados con las capturas (Baldwin *et al.*, 2004). Mientras que la distancia a carreteras y el área basal de los árboles resultaron negativos en su asociación. En general variables asociadas con la pendiente y la distancia a fuentes permanentes de agua y áreas abiertas resultaron asociadas con la captura de *M. mephitis*. Mientras que el área basal de los árboles, las madrigueras terrestres y la distancia a los caminos no resultaron importantes en su asociación (Baldwin *et al.*, 2004). Todos estos factores

resultaron relacionados de alguna manera a las capturas en los distintos sitios de estudio, sin embargo, la variación entre sitios fue un factor significativo correlacionado con las capturas entre los sitios. Los análisis estadísticos no mostraron factores asociados significativamente con la ocurrencia en los distintos sitios. Sin embargo algunas variables fueron significantes y expresaron la misma asociación (positiva o negativa) para dos o tres sitios (el promedio de la altura, la distancia a los cuerpos de agua permanentes y distancia a áreas abiertas).

Al tratarse de especies consideradas como generalistas pueden seleccionar características principales del hábitat por ser capaces de usar factores locales diferentes que existen en una variedad de ambientes y se ha documentado que *M. mephitis* posee una amplia tolerancia de hábitat y actúa como generalista, por lo que resultan un buen modelo para probar cómo los factores del hábitat influyen su presencia a diferentes escalas geográficas.

La diferencia a nivel de microhábitat puede estar jugando un papel aún más importante en el área de convergencia geográfica para las especies y en el mantenimiento de su coexistencia sin que una desplace a la otra, han demostrado que el hábitat a una escala local, las variables pueden ser útiles para predecir la ocurrencia de mamíferos medianos (Baldwin *et al*, 2004).

En general los patrones de asociación entre la presencia y factores del microhábitat. Se sugiere que las variables del microhábitat son importantes para los depredadores generalistas, pero la importancia varía por sitios a nivel de macrohábitat; esto resulta en una variación de combinaciones de los factores importantes del hábitat, dependiendo del sitio.

Típicamente asociado a los bordes de los bosques (Bixler & Gittleman, 2000; Levesque 2001; Walker, 1964). Mientras que en hábitats que se encuentran altamente fragmentados prefieren pequeños parches de bosques. En general se encuentran relacionados a grandes porciones de pastizales y cultivos (Gehring & Swihart, 2003).

En este caso aunque las diferencias encontradas en el uso de los recursos ambientales muestren cierta segregación, los resultados para la prueba de similitud indican que las especies son similares ecológicamente, aunque no necesariamente si dos especies no son similares significa que son equivalentes o que existe el conservadurismo de nicho entre ellas.

A pesar de que la similitud ecológica entre las especies puede deberse a que la región posee características similares, donde los recursos disponibles son utilizados no solo por los zorrillos sino también por otros mamíferos.

Se encontraron similitudes entre el nicho de las subespecies propuestas y a pesar de que existe el debate acerca de si las especies filogenéticamente cercanas son ecológicamente similares a lo que se le conoce como Conservadurismo Filogenético del Nicho (CFN). Peterson y col. (1999) concluye que la especiación se da primero en un contexto geográfico y no en uno ecológico, y el cambio y las diferencias ecológicas evolucionaran posteriormente. Graham y col. (2004) sugiere que el medioambiente tiene una gran importancia en la divergencia de las especies. Incluso algunos investigadores han sugerido que el CFN prácticamente es un fenómeno inevitable en la evolución de las especies, sin embargo Losos (2008) concluye que para muchos clados algunos caracteres ecológicos no presentan un CFN. El autor hace hincapié en distinguir la señal filogenética del CFN. La primera se refiere a que las diferencias o similitudes en el nicho ecológico entre especies hermanas son un efecto sólo de sus relaciones filogenéticas, y el

La teoría del conservadurismo del nicho ecológico (CFN) hace referencia a que las especies pueden tener mayores similitudes ecológicas que las esperadas, sólo por sus relaciones filogenéticas, es probable que esto no aplique para estas dos especies. Ya que a pesar de ser cercanas, los resultados de la similitud y equivalencia de los nichos mostraron una diferencia entre las especies. Aunque la visualización de las variables mostró también un diferencia en los rangos en los que se encuentra cada especie, estas diferencias podrían ser mejor definidas para la especie aumentando el área accesible para el modelado del nicho, ya que la

especie *M. macroura* no se encuentra distribuida en Estados Unidos y *M. mephiis* no se encuentra distribuida en el centro y sur del nuestro país, por lo que son esas características de los sitios de ausencia para las especies las que podrían ayudar a definir de una manera más clara y con rangos ambientales más exactos las condiciones limitantes de su distribución en América.

Por otro lado, el área de convergencia de las distribuciones potenciales de 200,440 km² en noroeste de México muestra no solo la presencia de las especies en la misma área por los registros obtenidos de las localidades en el noroeste, sino también por los modelos generados, donde gran parte de las condiciones adecuadas para ambas especies muestran esa área que posee las mismas condiciones ambientales como parte de la distribución potencial de ambas especies, es en esta área de simpatria donde la coexistencia de las especies podría estar provocando una segregación en el uso de recursos ambientales disponibles a nivel de microhábitat. Los resultados obtenidos en este caso indican que es probable que a la escala evaluada, el nicho ecológico haya pasado por una divergencia en el caso de estas especies morfológicamente parecidas y filogenéticamente cercanas.

A pesar de que se realizó una selección del conjunto de registros obtenidos inicialmente, la gran mayoría proviene de colecciones y posee una antigüedad de más de 50 años, por lo que cada registro posee un sesgo asociado principalmente a posibles errores en la identificación taxonómica y en la georreferenciación. El efecto de este sesgo no fue cuantificado en los modelos generados y los registros provenientes de las colecciones debieron ser utilizados por no contar con suficientes registros actuales para la modelación. Se recomienda tomarlo en cuenta en estudios posteriores.

En el presente trabajo se asume que los registros tomados para la especie pertenecen sólo a una de las subespecies de cada especie, sin embargo se deben tener mas pruebas que lo indique. Además, resultaría interesante en posteriores aproximaciones evaluar diferencias en el nicho ecológico de las subespecies de

cada especie, por ejemplo la diferencia entre las subespecies *M. mephitis estor* y *M. mephitis holzneri*.

Es importante señalar que este tipo de aproximaciones proveen de una visión inicial para las características del hábitat que se encuentran relacionadas a la presencia de las especies. Y un entendimiento más completo de los factores que influyen la relación entre la ocurrencia y los componentes del hábitat es necesario para reconocer mejor la influencia de los factores del microhábitat en la ocurrencia de estas especies de zorrillo. Futuras investigaciones que prueben el uso contra la disponibilidad a diferentes escalas deberían proveer una visión valiosa para entender la relación entre la ocurrencia de estos mesodepredadores y los factores de su hábitat asociado.

V. REFERENCIAS

- Aguirre-Gutiérrez, J., L. G. Carvalheiro, C. Polce, E. E. van Loon, N. Raes, M. Reemer and J. C. Biesmeijer. 2013. Fit-for-Purpose: Species Distribution Model Performance Depends on Evaluation Criteria-Dutch Hoverflies as a Case Study. *PLoS One* 8(5): e63708.
- Álvarez-Castañeda, S. T., C. A. Salinas-Zavala y F. Lachica. 1995. Análisis biogeográfico del noroeste de México con énfasis en la variación climática y mastozoológica. *Acta zoológica mexicana* 66: 59-86.
- Álvarez-Castañeda, S.T. 2000. Familia Mustelidae. 731–757 in S.T. Álvarez-Castañeda and J.L. Patton, editors, *Mamíferos del Noroeste de México II*. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C. México.
- Anderson, R. P. and I. González. 2011. Species-specific tuning increases robustness to sampling bias in models of species distributions: An implementation with Maxent. *Ecological Modelling*. 2796- 2811 pp.
- Anderson, R. P. 2003. Real vs. artefactual absences in space distributions: test for *Oryzomys albigularia* (Rodentia: Muridae) in Venezuela. *Journal of Biogeography* 30: 591-605.
- Anderson, R. P., A. T. Peterson and M. Gómez-Laverde. 2002. Using niche-based GIS modeling to test geographic predictions of competitive exclusion and competitive release in South American pocket mice. *Oikos* 98: 3–16.
- Aranda M. and L. López-de Buen. 1999. Rabies in Skunks from Mexico. *Journal of Wildlife Diseases*. 35(3):574-577.
- Aranda-Sánchez, J. M. 2012. Manual para el rastreo de mamíferos silvestres de México. CONABIO. 253 pp.
- Bárcenas, H. V., Y. Rubio-Rocha, E. Nájera-Solís, E. J. López-Damián y R. A. Medellín. 2009. Ampliación de la distribución de tres carnívoros en el noroeste de México. *Revista Mexicana de Mastozología* 13: 115-122.
- Baldwin, R. A., A. E. Houston, M. L. Kennedy and P. S. Liu. 2004. An assessment of microhabitat variables and capture success of striped skunks (*Mephitis mephitis*). *Journal of Mammalogy*. 85(6): 1068-1076.
- Bixler, A. and J. L. Gittleman. 2000. Variation in home range and use of habitat in the striped skunk (*Mephitis mephitis*). *Journal of Zoology*

- Boria, R. A., L. E. Olson, S. M. Goodman, R. P. Anderson. 2014. Spatial filtering to reduce sampling bias can improve the performance of ecological niche models. *Ecological Modelling* 275: 73-77.
- Carbone, C., S. Christie, K. Conforti, T. Coulson, N. Franklin, J. R. Ginsberg, M. Griffiths, J. Holden, K. Kawanishi, M. Kinnaird, R. Laidlaw, A. Lynam, D. W. Macdonald, D. Martyr, C. McDougal, L. Nath, T. O'Brien, J. Seidensticker, D. J. L. Smith, M. Sunquist, R. Tilson and W. N. Wan Shahrudin. 2001. The use of photographic rates to estimate densities of tigers and other cryptic mammals. *Animal Conservation*, 4. 75-79 pp.
- Ceballos, G., J. Arroyo-Cabrales y R. A. Medellín. 2002. Mamíferos de México. Diversidad y Conservación de los Mamíferos Neotropicales. CONABIO-UNAM. México, D.F. 377-413 pp.
- Ceballos, G., S. Blanco, C. González y E. Martínez. 2006. *Mephitis macroura* (Zorrillo listado). Distribución potencial. En proyecto DS006: Modelado de la distribución de las especies de mamíferos de México para un análisis GAP. Con un tamaño de píxel: 0.01 grados decimales. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM). Financiado por la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO).
- Cervantes, F. A., J. Loredó and J. Vargas. 2002. Abundance of sympatric skunks (Mustelidae: Carnivora) in Oaxaca, México. *Journal of Tropical Ecology*. 18:463–469 pp.
- Crooks, K. R. 2002. Relative Sensitivities of Mammalian Carnivores to Habitat Fragmentation. Department of Biology, University of California, Santa Cruz, CA 95064, USA. *Conservation Biology*. 16(2): 488-502.
- Cuervo-Robayo, A., O. Téllez-Valdés, M. A. Gómez-Albores, C. S. Venegas-Barrera, J. Manjarrez and E. Martínez-Meyer. 2013. An update of high-resolution monthly climate surfaces for Mexico. *International Journal of Climatology*.
- Doty, J.B. y R.C. Dowler. 2006. Denning Ecology in Sympatric Populations of Skunks (*Spilogale gracilis* and *Mephitis mephitis*) in West-Central Texas. *Journal of Mammalogy* 87: 131-138.
- Dragoo, J. W., R. D. Bradley, R. L. Honeycutt and J. W. Templeton. 1993. Phylogenetic Relationships Among the Skunks: A Molecular Perspective. *Journal of Mammalian Evolution* 1(4): 225- 267.

- Dragoo, J. W. and R. L. Honeycutt. 1997. Systematics of Mustelid-Like Carnivores. *Journal of Mammalogy*. 78(2): 426-443 pp.
- Dragoo, J. W., D. K. Matthes, A. Aragon, C. C. Hass y T. L. Yates, T. L. 2004. Identification of Skunks Species Submitted for Rabies Testing in the Desert Southwest. *Journal of Wildlife Disease* 40(2): 371-376.
- Dragoo J. W and S. R. Sheffield. 2009. *Conepatus leuconotus* (Carnivora: Mephitidae). *Mammalian Species*. (827): 1-8 pp.
- Elith, J., S. J. Phillips, T. Hastie, M. Dudík, Y. E. Chee and C. J. Yates. 2011. A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and Distributions* 17: 43–57.
- U.S. Geological Survey Earth Resources Observation and Science (EROS) Center. HYDRO1k Elevation Derivative Database. Dataset Release in Sioux Falls, South Dakota. LP DAAC (publisher), Online resource: <https://lta.cr.usgs.gov/HYDRO1K>
- Escobar-Flores, J., G. Ruiz-Campos, F. Gomis-Covos, A. Guevara-Carrizales and R. Martínez-Gallardo. 2012. New records and specimens of three mammals (*Spilogale gracilis*, *Bassariscus astutus* and *Neotamias obscurus meridionalis*) for Baja California, México. *Western North American Naturalist* 72(4): 591-594.
- ESRI. 2011. ArcGIS Desktop: Release 10. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute.
- Espinoza, E., C. Lorenzo y M. Briones. 2006. Capítulo "Integración del conocimiento de las colecciones mastozoológicas de México" 537-548 pp. En: C. Lorenzo, E. Espinoza, M. Briones et al. (eds.), *Colecciones mastozoológicas de México*. México, Instituto de Biología-UNAM.
- Feldhamer, G. A., B. C. Thompson and J. A. Chapman. 2003. *Wild mammals of North America: Biology, management, and conservation*. Baltimore Md: Johns Hopkins University Press. pp.
- Fourcade Y, J. O. Engler. D. Rodder, J. Secondi. 2014. Mapping Species Distributions with MAXENT Using a Geographically Biased Sample of Presence Data: A Performance Assessment of Methods for Correcting Sampling Bias. *PLoS ONE* 9(5): e97122.
- Franklin, J. 2010. *Mapping Species Distributions: Spatial Inference and Prediction*. Ecology, Biodiversity and Conservation. Cambridge University Press. Pp.

- Freeman, E. A. and G. G. Moisen. 2008. A comparison of the performance of threshold criteria for binary classification in terms of predicted prevalence and kappa. *Ecological modelling* 217 48-58 pp.
- García, E. 2001. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), (1998). 'Climas' (clasificación de Koppen, modificado por García). Escala 1:1000000. México.
- Gehrt, S. D. 2005. Seasonal Survival and Cause-Specific Mortality of Urban and Rural Striped Skunks in the Absence of Rabies. *Journal of Mammalogy*. 86(6): 1164-1170.
- Godin, A. J. 1982. Striped and hooded skunks, 674-687 pp. In: J. A. Chapman and G. A. Feldhamer (eds.). *Wild mammals of North America*. Johns Hopkins University Press, Baltimore.
- González-Romero, A. 1995. Cambios en la composición de las comunidades de roedores en relación a los tipos de vegetación y geomorfología en el pinacate, Sonora, México. *Acta zoológica mexicana* 65: 45-58.
- Gutiérrez, D., J. Harcourt, S. B. Diéz, J. Gutiérrez-Illán, R. J. Wilson. 2013. Models of presence–absence estimate abundance as well as (or even better than) models of abundance: the case of the butterfly *Parnassius apollo*. *Landscape Ecology* 28: 401–413.
- Hass C. C. and J. W. Drago. 2006. Rabies in Hooded and Striped Skunks in Arizona. *Journal of Wildlife Diseases*. 42(4): 825-829.
- Huey, L.M. 1964. The mammals of Baja California, Mexico. *Transactions of the San Diego Society of Natural History* 13(7):85–168.
- Hwang, Y. T. and S. Lariviere. 2001. *Mephitis macroura*. *Mammalian Species* (686): 1-3.
- IBM Corp. Released 2011. IBM SPSS Statistics for Windows, Version 20.0. Armonk, NY: IBM Corp
- Jiménez-Valverde, A. 2011. Opinion: relationship between local population density and environmental suitability estimated from occurrence data. *Front. Biogeography* 3: 59–61.
- Krebs, J. W., E. J. Mandel, D. L. Swerdlow and C. R. Rupprecht. 2005. Rabies surveillance in the United States during 2004. *Journal of the American Veterinary Medical Association* 227: 1912-1925.

- Leopold, A. S 1965. Fauna Silvestre de México. Instituto Mexicano de Recursos Naturales Renovables, México, D. F. 655 pp.
- List, R. and D. W. MacDonald. 1998. Carnivora and their larger mammalian prey: Species inventory and abundance in the Janos-Nuevo Casas Grandes prairie dog complex, Chihuahua. *Revista Mexicana de Mastozoología*. 3: 95-112.
- Lodoño-Murcia, M. C. y V. Sánchez-Cordero. 2011. Distribución y conservación de especies amenazadas en Mesoamérica, Chocó y Andes tropicales. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 82: 926-950.
- López-González, C. A., C. E. Gutiérrez-González y N. E. Lara-Díaz. 2011. Capítulo 6 Carnívoros: Inventarios y Monitoreo. En: 2011. Manual de Técnicas para el estudio de la Fauna. Volumen I. Universidad Autónoma de Querétaro-Instituto de Ecología A. C. Gallina, S. y López González (editores). Querétaro, México. 377 pp.
- Losos, J.B., M. Leal, R. E. Glor, K. de Queiroz, P. E. Hertz, L. R. Schettino, A. C. Lara, T. R. Jackman and A. Larson. 2003. Niche lability in the evolution of a Caribbean lizard community. *Nature*, 424, 542–545.
- Macdonald, D. W. y R. Stephen. 2003. Modelling space use and dispersal of mammals in real landscapes: A tool for conservation. *Journal of Biogeography* 30: 607-620.
- Marmion, M., M. Parviainen, M. Luoto, R.K. Heikkinen and W. Thuillier. 2009. Evaluation of consensus methods in predictive species distribution modelling. *Diversity Distribution* 15: 59-69.
- Martínez-Meyer, E., D. Díaz-Porras, A. T. Peterson and C. Yáñez-Arenas. 2013. Ecological niche structure and rangewide abundance patterns of species. *Bology Letters* (9): 1-5.
- Martínez-Meyer, E. y V. Sánchez-Cordero. 2006. Capítulo 9: Uso de datos de colecciones mastozoológicas. Departamento de Zoología, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. 177-186 pp.
- Mearns, E. A. 1897. Preliminary diagnoses of new mammals of the genera *Mephitis*, *Dorcelaphus* and *Dicotyles*, from the Mexican border of the United States. *Proceedings of the U.S. National Museum* 20:467–471.
- Moreno-Valdez, A. 1998. Mamíferos del cañón de Huajuco, municipio de Santiago, Nuevo León, México. *Revista Mexicana de Mastozoología*. 3: 5-25.

- Narayani Barve. 2008. Tool for Partial-ROC (Biodiversity Institute, Lawrence, KS), ver 1.0.
- Neiswenter, S. A. and R. C. Dowler. 2007. Habitat use of Western Spotted Skunks and Striped Skunks in Texas. *The Journal of Wildlife Management* 71(2): 583-586.
- Olson, D. M., E. Dinerstein, E. D. Wikramanayake, N. D. Burgess, G. V. N. Powell, E. C. Underwood, J. A. D'Amico, I. Itoua, H. E. Strand, J. C. Morrison, C. J. Loucks, T. F. Allnutt, T. H. Ricketts, Y. Kura, J. F. Lamoreux, W. W. Wettengel, P. Hedao, K. R. Kassem. 2001. Terrestrial ecoregions of the world: a new map of life on Earth. *Bioscience* 51(11):933-938.
- Parker, R. F. and R. F. Wilsnack. 1966. Pathogenesis of skunk rabies virus: quantitation in skunks and foxes. *American Journal of Veterinary Research* 27: 33–38.
- Peterson, A. T. 2006. Uses and requirements of ecological niche models and related distributional models. *Biodiversity Informatics* 3: 59-72.
- Peterson, A.T. and Y. Nakazawa. 2008. Environmental data sets matter in ecological niche modelling: an example with *Solenopsis invicta* and *Solenopsis richteri*. *Global Ecology and Biogeography*, 17, 135–144.
- Pereira Munari, D., C. Keller and E. Martins Venticinque. 2011. An evaluation of field techniques for monitoring terrestrial mammal populations in Amazonia. *Mammalian Biology*. 76: 401-408.
- Phillips, S. J., R. P. Anderson and R. E. Schapire. 2006. Maximum entropy modelling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190: 231-259.
- Phillips, S.J. and M. Dudik. 2008. Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography*, 31: 161–175.
- Reid, F. A. 2006. Peterson Field guides: Mammals of North America. Houghton Mifflin. Cuarta edición. 579 pp.
- Rosatte, R. and S. Larivière. 2003. Skunks: Genera *Mephitis*, *Spilogale* and *Conepatus*. Pp. 692-707. En: *Wild Mammals of North America: Biology, Management and Conservation*. Feldhamer, G. A., Thompson, B. C. y Chapman, J. A. (eds.) The Johns Hopkins University Press. Volume 2. Second edition. 1216 pp.

- Sarukhán, J., P. Koleff, J. Carabias, J. Soberon, R. Dirzo, J. Llorente-Bousquets, G. Halffter, R. González, I. March, A. Mohar, S. Anta, J. de la Maza. 2009. Capital natural de México. Síntesis: Conocimiento actual, evaluación y perspectivas de sustentabilidad. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México. 100 pp.
- Schmidly, D. J. 2002. Texas natural history: a century of change. Texas Tech University Press. 495 pp.
- Soberón J. and T. Peterson. 2005. Interpretation of models of fundamental ecological niches and species distributional areas. *Biodiversity Informatics*. 2: 1-10.
- Soberón, J., 2007. Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. *Ecology Letters* 10: 1115–1123.
- Tsoar, A., O. Allouche, O. Steinitz, D. Rotem y R. Kadmon. 2007. A comparative evaluation of presence-only methods for modelling species distribution. *Diversity and Distributions* 13: 397-405.
- Valdez-Villavicencio, J, G. Ruiz-Campos, J. Escobar-Flores, A. A. Guevara-Carrizales and S. González-Guzmán. 2014. Current distributional status of the striped skunk *Mephitis Mephitis*, in Baja California, México. *Western North American Naturalist* 74(4): 467-471.
- Van Couwenberghe, R., C. Collet, J. C. Pierrat, K. Verheyen, J. C. Gégout. 2013. Can species distribution models be used to describe plant abundance patterns? *Ecography* 36: 665–674.
- Van Der Wal, J., L. P. Shoo, C. N. Johnson, S. E. Williams. 2009. Abundance and the environmental niche: environmental suitability estimated from niche models predicts the upper limit of local abundance. *Am. Nat.* 174: 282–291.
- Verts, B. J., L. Carraway and A. Kinlaw. 2001. *Spilogale gracilis*. *American Society of Mammalogists. Mammalian Species* 674: 1-10 pp.
- Wade-Smith, J. and B.J. Verts. 1982. *Mephitis Mephitis*. *Mammalian Species* (173): 1-7.
- Wilson, Don E. and M. Reeder DeeAnn (editors). 2005. *Mammal Species of the World. A Taxonomic and Geographic Reference* (3rd ed), Johns Hopkins University Press, 2,142 pp. (Disponible en: <http://www.press.jhu.edu>).
- Yáñez-Arenas, C., E. Martínez-Meyer, S. Mandujano, O. Rojas-Soto. 2012. Modelling geographic patterns of population density of the white-tailed deer

in central Mexico by implementing ecological niche theory. *Oikos* 121: 2081–2089.

Yáñez-Arenas, C., R. Guevara, E. Martínez-Meyer, S. Mandujano and J. M. Lobo. 2014. Predicting species abundances from occurrence data: Effects of sample size and bias. *Ecological Modelling* 294: 36-41.