



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

INSTITUTO DE BIOLOGÍA

ECOLOGÍA

Uso de las Colecciones para la Determinación de Abundancias de Roedores Silvestres

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:

MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

PRESENTA:

Adriana Monserrat Cruz Lira

TUTOR PRINCIPAL

Dr. Víctor Manuel Guillermo Sánchez Cordero Dávila

Instituto de Biología. UNAM

COMITÉ TUTOR:

Dr. Fernando Alfredo Cervantes Reza

Instituto de Biología. UNAM

Colección Nacional de Mamíferos

Dr. Ricardo Lopez Wilchis

Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa

Departamento de Biología

México. Cd.Mx.

Noviembre, 2016



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

INSTITUTO DE BIOLOGÍA

ECOLOGÍA

Uso de las Colecciones para la Determinación de Abundancias de Roedores Silvestres

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:

MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

PRESENTA:

Adriana Monserrat Cruz Lira

TUTOR PRINCIPAL

Dr. Víctor Manuel Guillermo Sánchez Cordero Dávila

Instituto de Biología. UNAM

COMITÉ TUTOR:

Dr. Fernando Alfredo Cervantes Reza

Instituto de Biología. UNAM

Colección Nacional de Mamíferos

Dr. Ricardo Lopez Wilchis

Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa

Departamento de Biología

México. Cd.Mx.

Noviembre, 2016

Lic. Ivonne Ramírez Wence
Directora General de Administración Escolar, UNAM
Presente

Me permito informar a usted que en la reunión del Subcomité por Campo de Conocimiento de Ecología y Manejo Integral de Ecosistemas del Posgrado en Ciencias Biológicas, celebrada el día 5 de Septiembre de 2016, se aprobó el siguiente jurado para el examen de grado de **MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS** de la alumna **CRUZ LIRA ADRIANA MONSERRAT** con número de cuenta **513014590** con la tesis titulada **"Uso de las colecciones para la determinación de abundancias de roedores silvestres"**, realizada bajo la dirección del **DR. VÍCTOR MANUEL G. SÁNCHEZ CORDERO DÁVILA**:

- Presidente: DR. OSWALDO TÉLLEZ VALDÉS
- Vocal: DR. JOSÉ JUAN MARTÍNEZ FLORES
- Secretario: DR. RICARDO LÓPEZ WILCHIS
- Suplente: DR. OCTAVIO RAFAEL ROJAS SOTO
- Suplente: DR. JOAQUÍN ARROYO CABRALES

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

ATENTAMENTE
"POR MI RAZA HABLARA EL ESPIRITU"
Cd. Universitaria, Cd. Mx, a 17 de noviembre de 2016.



M. del Coro Arizmendi
DRA. MARÍA DEL CORO ARIZMENDI ARRIAGA
COORDINADORA DEL PROGRAMA

c.c.p. Expediente del (la) interesado (a).

Agradecimientos:

Al Posgrado en Ciencias biológicas de la Universidad Nacional Autónoma de México.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Conacyt) por otorgamiento de la beca para la realización de mis estudios de posgrado con número de asignación 480552/280549.

Al mi director, el Dr. Víctor Manuel Guillermo Sánchez Cordero Dávila por todo su apoyo, sus comentarios, consejo y ayuda para la obtención del grado.

A los miembros de mi Comité de Tutorial el Dr. Fernando A. Cervantes Reza, y el Dr. Ricardo López Wilchis por toda la ayuda, las observaciones y asesoría para concluir este trabajo.

Agradecimientos personales:

A los miembros del Jurado por los aportes realizados para la corrección y evaluación de la tesis, el Dr. José Juan Martínez Flores, el Dr. Oswaldo Téllez Valdés, Dr. Octavio Rafael Rojas Soto y el Dr. Joaquín Arroyo Cabrales.

A los miembros de la Oficina de Posgrado del Instituto de Biología el Dr. Martín García Varela y Rocío González A. por la orientación y ayuda en la culminación del trabajo.

A las Secretarias de la dirección del instituto de biología: Alicia y Mari Lu por su ayuda durante mis estudios y valiosa amistad.

A mis queridos amigos por su valiosa ayuda en todos los aspectos posibles dentro del periodo de estudios del posgrado y comentarios a mi trabajo: Mirna G. García, Delia Basanta, Claudia Moreno, Ángela Nava, Edith Calixto, Anny Meneses, Gabriela Mendoza, Juliana Londono, José Juan Martínez, Julián Velasco y Saúl López.

A los integrantes del laboratorio de la Dra. Gabriela Parra por todas las recomendaciones y ayuda logística.

A mi familia por todo su amor y apoyo incondicional, Adriana Lira, Gustavo Cruz, Mariana, Liliana y Abigail.

A mi esposo Luis Landa, por todo el apoyo en cada aspecto de esta etapa de mi vida.

A la familia García Castillo por ser mi segunda familia en la Ciudad de México.

A mi tía Martha...

Gracias por todo lo que fuiste para mí.

Indice

Resumen	9
Abstract	11
Introducción	13
Hipótesis	19
Objetivo general.....	19
Objetivos particulares	19
Método.	20
Selección de especies	20
Análisis de datos	21
Análisis general de la totalidad de datos.	22
Análisis de datos en diferentes épocas.	23
Construcción y selección de modelos para el estudio.....	24
Validación estadística.	26
Resultados.....	29
Colecciones	29
Análisis General.....	34
Especies con resultados favorables para el análisis.....	34
Especies con resultados negativos para el análisis.....	38
Análisis por épocas.....	39
1895-1950	39
1950- 1979	41
1980-2005	45
Discusión	57
Colecciones y su aportación generada	57
Resultados en función a la hipótesis propuesta	59
<i>Determinar la posible relación entre las localidades con mayor favorabilidad de hábitat en sus espacios geográficos y la mayor cantidad de especímenes depositados en colecciones científicas</i>	60
Determinar si existe un patrón de colecta de acuerdo a la distribución geográfica de las especies seleccionadas. .	64
<i>Esclarecer si el patrón de colecta puede ser identificado en diferentes épocas de la historia de colectas de las especies seleccionadas.</i>	69
<i>Determinar si existen efectos en las diferentes épocas en la historia de colecta de las especies que influyen el número de individuos de especímenes en las colecciones</i>	71
Conclusiones	74
Recomendaciones	75
Literatura citada.....	78
Anexo I.	85
Resultados Análisis general.....	85
Resultados Análisis por Épocas	92

Resumen

Las colecciones científicas han favorecido el estudio de la biogeografía, ecología y evolución proveyendo el marco documental para la biología de la conservación. Los modelos de la distribución de especies podrían ser buenos indicadores de la favorabilidad de hábitat y este hecho, es un adelanto para la conservación. Los roedores son uno de los grupos con mayor número de especies y mayormente estudiados mundialmente. La hipótesis de la investigación intentó dilucidar si la representatividad numérica de especímenes en las colecciones podía ser un reflejo de la representación numérica de dichas especies en su hábitat óptimo. Para desglosar el análisis se seleccionaron 6 especies de roedores de diferentes tipos de distribución que se clasificaron en: distribución amplia o general (*Peromyscus mexicanus*, *Heteromys desmarestianus*); microaerales o de distribución media (*Microtus quasiater*, *Peromyscus furvus*) y microendémica o restringida (*Peromyscus zarhynchus* y *Microtus oaxacensis*). La obtención de datos se llevó a cabo mediante el uso de bases de datos en línea de instituciones nacionales e internacionales. El análisis se dividió en dos fases la primera consistió en generar la distribución geográfica potencial por medio del algoritmo Maxent con la totalidad de datos históricos y con agrupaciones de datos bioclimáticos, topográficos. La segunda generó la distribución potencial de las especies seleccionadas con dichos datos físicos y bioclimáticos en función de los registros cada 30 años. Se generaron mapas de modelos de distribución por cada especie, para determinar la interpretación de la favorabilidad de hábitat en el medio con la finalidad de determinar abundancias de especímenes en función de los registros existentes por cada sitio de colecta en cada probabilidad generada. Las especies *P. furvus* y *M. quasiater* fueron las únicas con una correlación de Spearman positiva en el modelo general y χ^2 significativas, sin embargo las especies *P. zarhynchus* y *H. desmarestianus* solo presentaron correlaciones positivas en el análisis desglosado temporal. Los resultados obtenidos nos llevan a las siguientes conclusiones: 1) Para algunas de las especies utilizadas en el ejercicio (*P. furvus* y *M. quasiater*) la hipótesis del estudio parece ser válida en el compendio de la acumulación total de datos históricos, no así para los casos desglosados en épocas específicas o especies con sesgos de colecta evidentes. 2) Es posible determinar un patrón de colecta para el conjunto de datos históricos, inclinado a presentar más individuos colectados en áreas con mayor probabilidad de condiciones favorables para las especies con rangos de distribución microaerales y selección de hábitats específicos con variables físicas particulares, no así para el conjunto de datos de las demás especies del estudio. 3) Dentro de la división temporal obtuvieron mejores resultados, consecuentes

con la hipótesis, para las especies *P. zarhynchus* y *H. desmarestianus* en el periodo de los años comprendidos entre 1950-1979. El periodo de 1980 al año 2005 presentó resultados significativos para un mayor número de especies (*H. desmarestianus*, *M. quasiater*, *P. furvus*, *P.zarhynchus*) lo que puede sugerir que el análisis a través de la división histórica, contribuye en mayor medida a explicar los patrones de distribución de las especies que el análisis del total de datos históricos. 4) La evidencia de los sesgos y las preferencias de colecta son factores de gran importancia que deben ser considerados para la realización de estudios de esta índole, es necesario realizar repeticiones de este estudio, con nuevos análisis, en otros grupos taxonómicos para la corroboración de los patrones hasta ahora encontrados.

Abstract

Museum collections have increase the development of different study fields such as biogeography, ecology and evolution, giving the base to apply these knowledge at conservation biology. In different studies, species distribution modelling have been used as a tool to determine environment suitability, which is really helpful for conservation purposes. The *Rodentia* group, is recognized as one of the Taxa with more species, and is one of the most commonly studied worldwide. The hypothesis of this study pretends to determine, if the amount of specimens collected from the selected species within museums, could be a proxy of their abundance in the most suitable habitat for them. In order to assess the latter, we selected six species of different kind of distribution areas that can be classified as wide distribution range (*Peromyscus mexicanus*, *Heteromys desmarestianus*) intermediate distribution range (*Microtus quasiater*, *Peromyscus furvus*, *Peromyscus zarhynchus*) and small (microendemic type) distribution range (*Microtus oaxacensis*). The data sources were obtained from international and national open access data bases. Using this data and the available environmental layers, we generated potential geographic distribution maps, with categories of suitability of the environment, and we correlated the abundance of specimen records, for each species, against the probability categories constructed in the suitability models. The analysis was divided into two phases; the first one, involved in generating the potential geographic distribution through the Maxent algorithm, using all the historical records as well as the bioclimatic and topographical data within this time. The second one consisted in creating the potential distribution maps of the selected species every 30 years, starting from the oldest record to the latest. The species *P. furvus* and *M. quasiater* were the only two species positively correlated in the first phase analysis, meanwhile *P. zarhynchus* and *H. desmarestianus* were positively correlated in the second phase analysis. These results lead us to the following conclusions: 1) for *P. furvus* and *M. quasiater* the hypothesis seems to be valid for the historical amount of data, but is certainly not valid for the 30 year interval division. 2) Therefore, it is possible to identify patterns of collected records for intermediate distribution range species, founding more records in the most suitable habitats. The latter corroborates the mean hypothesis of this study for some species of this type of distribution. 3) We obtained more positive results using the temporary division in the second phase, for example, for two species (*P. zarhynchus* and *H. desmarestianus*) the results were consistent with the hypothesis in the interval of years dated from 1950 to 1979, and in the period of 1980 to 2005 the analysis was significantly positive for more species (*H. desmarestianus*, *M. quasiater*, *P. furvus*, *P. zarhynchus*) which suggest, that temporary division analyses of the records, contributes more to the knowledge of the distribution patterns than considering the total historical records. 4) The results in this investigation were seriously influenced by the bias in collections and

the collector's preferences. It is necessary to consider this effect for further studies based in this item, and repeat the analyses for more taxa to confirm the outcomes in this research.

Introducción

Las colecciones científicas son bases de datos esenciales que resguardan información de extensos períodos, con lo cual proveen una perspectiva histórica para complementar estudios actuales, haciéndolas importantes para la integración del conocimiento biológico en investigaciones de diversa índole, tales como conservación, taxonomía, sistemática, genética, filogenética y biogeografía (Patterson, 2002; Rondinini *et al.*, 2006, Ponder *et al.*, 2010).

El almacenamiento de datos en el tiempo brindan la oportunidad de consultar los elementos de estudio en repetidas ocasiones (Martínez-Meyer y Sánchez-Cordero, 2006) proyectando el posible estado de conservación de algunas especies (McCarthy, 1998) así como para determinar características del ambiente específicas donde se encuentran las especies y sus poblaciones y fluctuaciones de las mismas con una buena representatividad numérica (Pergams y Nyberg, 2001). Finalmente, proporcionan elementos a priori para evaluar qué especies son naturalmente abundantes, documentar los cambios en la presencia de dichas especies en diferentes escalas espaciales (Fisher y Shaffer, 1996; Shaffer *et al.*, 1998; Colla *et al.*, 2012).

En las colecciones aún se está lejos de disponer de un acervo aceptablemente completo; sin embargo, algunos grupos taxonómicos han sido preferencialmente representados en comparación con otros y contienen datos de muchos años de antigüedad (Ponder *et al.*, 2001). La información de flora y fauna (especialmente vertebrados) han sido masivamente sobrerrepresentada comparada con el número de especies estimado por cada grupo taxonómico existente (Newbold, 2010).

Las colecciones mexicanas han logrado conservar algo de su acervo histórico hasta nuestros días. En los últimos 30 años han tenido un incremento notable (Guevara-Chumacero *et al.*, 2001). Actualmente, las colecciones con el mayor número de especímenes de mamíferos mexicanos son la Colección Nacional de Mamíferos UNAM con 48000 ejemplares, la Colección de Mamíferos de la Universidad de Kansas (44301) y la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas (43 985) (Lorenzo *et al.*, 2012).

La mayoría de los datos usados en estudios a gran escala geográfica provienen de los ejemplares de museo, como resultado se ha dado énfasis en mejorar el acceso a esta

información con la finalidad de lograr un acceso más concurrido a esta (Stein y Wieckzorek, 2004). En los últimos años la disposición de material de colecciones en bases de datos disponibles en *portales en línea* ha ido en incremento, lo que realza la importancia de dichas bases a disposición de todo público y facilita la resolución de preguntas más complejas de biogeografía con el uso de nuevas herramientas computacionales y analíticas para utilizar la información (Graham, *et al.*, 2004; Oconnell *et al.*, 2004). Las bases de los portales de la Comisión Nacional de Biodiversidad (CONABIO) o el portal Global Biodiversity Information Facility (GBIF) favorecen los estudios implementados con esta información debido a la disponibilidad y facilidad de acceso que poseen. La vinculación entre los acervos históricos de los especímenes en colecciones y sus abundancias han sido utilizados para el mapeo de la distribución global de especies y conocer puntos estratégicos de conservación (Meier y Dikow, 2004).

Por otro lado, la medición de abundancias a través del tiempo puede ser complicada, ya que los métodos de muestreo no tienen siempre la misma intensidad. Los factores externos que afectan la biología de las especies, deben ser considerados al hacer análisis de abundancias en el tiempo, ya que pueden ser cambios determinísticos de la misma (Reed y Blaustein, 1995). Por este hecho contar con múltiples registros históricos en diferentes épocas, representan un valioso cúmulo de información en la comprensión de un posible patrón de abundancia general, reflejado en el número de colectas de una especie en una localidad particular.

Los múltiples sesgos de las colecciones son también una temática bien desarrollada y conocida, se ha identificado que en diversos taxones la representación de especímenes en colecciones científicas es escasa, y muchas veces insuficiente para el análisis de comunidades (Bini *et al.*, 2006). Dentro de estas bases de datos existen sesgos geográficos asociados con los datos ad-hoc y de presencia-ausencia, además de limitaciones espaciales, imprecisión de la localización del ejemplar y/o errores de identificación (Newbold, 2010).

La variación en los detalles del registro y las características metodológicas son los problemas más comunes en el uso de datos históricos (Tingley y Beissinger, 2009), incluso los esfuerzos de muestreo poseen sesgos en las preferencias de representación numérica, dependiendo de la identidad taxonómica, como lo describe Freitag y colaboradores (1998),

quienes encontraron que los muestreos en África han sido limitados a áreas protegidas para mamíferos grandes y en menor grado para mamíferos pequeños.

También es conocida la preferencia de colectas a lo largo de vías accesibles de comunicación, el sesgo espacial en los datos de distribución se lleva a cabo por múltiples razones (Guisan y Thuiller, 2005) y la más común, quizás es la que ocurre en los caminos o carreteras por propósitos de logística o económicos (Kadmon *et al.*, 2004). Los sesgos principales se deben a causa de la ocurrencia manipulada en el paisaje, en función de las preferencias del colector, de modo que las variables de cobertura del suelo y vegetación cerca de éstos no son representativas de la región de interés para la especie (Keller y Scallan, 1999; Niemuth *et al.*, 2007).

Las críticas en el uso de datos de colección y los sesgos que influyen los análisis construidos con dichos datos, sigue siendo un tema de interés para la comunidad científica. (Araujo y Guisan, 2006), para solventar estos errores es necesario hacer una revisión de las notas de campo asociadas a los registros, eliminar o dar menor peso a datos sospechosos, incluir estimadores de precisión en la toma de datos geográficos y determinar regiones en el contexto ambiental (Graham *et al.*, 2004), entre otros tipo de controles. El error espacial acompaña el registro de cada evento de colecta, pero su influencia o gravedad sólo es evidente en el contexto del análisis, por lo tanto, dependiendo de la escala será la necesidad de precisión (Rowe, 2005). Numerosos avances en la estimación y el modelado estadístico permiten la comparación entre datos antiguos y modernos, minimizando o controlando los errores de los datos históricos (Tingley *et al.*, 2009).

El uso de avances tecnológicos permite la reducción de este tipo de errores mediante la manipulación de datos por validación estadística y calibración. Muchos estudios existentes de modelado de distribución, se basan en el uso de colecciones científicas para sustentar sus predicciones en función a diferentes algoritmos (Rodríguez *et al.*, 2007). El desarrollo de los modelos de distribución de especies que vinculan registros ó abundancias de las especies, en relación con los datos ambientales han tenido progresos (Kearney y Porter, 2009). Los modelos de la distribución de especies producen mapas de distribución potencial, que indican dónde es más probable que interaccionen elementos ambientales que pudiesen permitir el asentamiento de la especie estudiada (Pearson *et al.*, 2007); con lo cual las predicciones podrían ser buenos indicadores de la *favorabilidad* de hábitat y consecuentemente de las

condiciones de mayor salud y vigor de la especie (Thuiller *et al.*, 2010), la interpretación de este mapa es la expresión geográfica del nicho ambiental o distribución potencial sin restricciones de tipo histórico (Martínez- Meyer y Sánchez-Cordero, 2006). En la última década se han llevado a cabo cientos de nuevas metodologías y aplicaciones en el uso de datos de registros geográficos para la construcción de modelos (Zimmermann *et al.*, 2010).

Recientemente ha sido posible encontrar métodos de estimación de abundancias con mayor grado de certeza (Soberón, 2005; Yáñez Arenas *et al.*, 2014) y de acuerdo a estas predicciones se ha propuesto que los nichos ecológicos juegan un papel decisivo en definir tanto el límite de la distribución de la especie, como las inferencias de la estructura geográfica sobre patrones de abundancia y su centralidad en el espacio ecológico del nicho (Martínez-Meyer *et al.*, 2012).

Se ha sugerido que los patrones de abundancia de las especies son determinados por las condiciones ecológicas de los sitios de ocupación donde se encuentran (Yáñez-Arenas *et al.*, 2012). En otro tipo de problemática se encuentra la probabilidad de medición correcta de abundancias, puesto que los sesgos en los registros históricos pueden tener múltiples facetas que influyan sobre la percepción de frecuencia de ciertos taxones. La predicción del modelado de la distribución enfatiza la viabilidad del hábitat para la especie proveyendo la interpretación de probabilidades explícitas de su ocurrencia o sus abundancias (Rondinini *et al.*, 2006).

En respuesta a estas incógnitas Yáñez-Arenas *et al.* (2012) introdujeron un método de medición de patrones de densidad de población y abundancia con venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*) mediante el modelado de la distribución geográfica calculando el centroide de dichas distribuciones en el espacio ecológico. Posteriormente fue corroborado por Martínez-Meyer *et al.* (2013) y Yáñez- Arenas *et al.* (2014) comprobaron la eficiencia del uso de este método función al tamaño de muestra y los sesgos. Sin embargo, a pesar de que los modelos de distribución han probado ser herramientas útiles para la predicción de ocurrencia de las especies, la capacidad para informar sobre los patrones de abundancia aún es limitada (Van Der Wal *et al.*, 2009).

También es conocido que existen localidades históricamente más estudiadas que otras por la facilidad de obtención de datos de las especies seleccionadas (Harris y Rogers, 1999),

lo que podría sugerir otro patrón más de colecta en sitios elegidos, debido a la abundancia natural de la especie, independientemente de los sesgos conocidos para realizar la selección de los sitios de muestreo.

Además de este hecho el ajuste de validaciones y la implementación de nuevas técnicas para evaluar el nivel de incertidumbre en la generación de modelos, ha tenido avances de importancia contando con criterios que permiten la selección de resultados más confiables (Wenger y Olden, 2012) bajo los correctos análisis y uso adecuado de validaciones, es posible realizar aproximaciones más certeras (Loiselle *et al.*, 2003; Anderson y Peterson, 2003). Los registros documentados por localidades minimizan los errores de comisión al tener una mayor fiabilidad en su documentación georreferenciada, pero no todos los datos tienen dicha calidad, algunos son dispersos, sufren de un sesgo espacial y contienen grandes errores de omisión (Graham *et al.*, 2004). Una de las bondades de las herramientas actuales de biogeografía consiste en que los registros más recientes tienen relativamente pocos errores de comisión gracias a la toma de datos de algunos materiales, lo que minimiza en cierto grado la incertidumbre (Rondinini *et al.*, 2006) Integrar registros históricos con datos contemporáneos puede proveer información valiosa de los cambios poblacionales y de distribución, lo que facilita el modelado predictivo de la distribución de las especies o posibles invasiones (Davies *et al.*, 1999) Así mismo los estudios regionales de estructuras de comunidades y distribución de muchas especies de mamíferos se han integrado con el uso de colecciones y modelos de distribución (Reuter *et al.*, 2003).

El impacto del sesgo también está en función de la magnitud del error climático de la colecta en carreteras, en este sentido el trabajo de Loiselle *et al.* (2003) concluye que se puede obtener información de calidad, a pesar de los sesgos climáticos si se realiza una inspección adecuada de los registros y validando la actuación de los modelos con datos independientes o la opinión de los expertos. Kadmon *et al.* (2004), mediante la aplicación de modelos de distribución el manejo de los sesgos en las colecciones de herbarios; obtuvieron a partir de la calibración, los mapas predictivos realizados con datos crudos de registros en caminos con menos certeza que aquellos construidos tanto por observaciones clave, como por datos identificados con mayor aleatoriedad. Varela *et al.* (2014) establecen que el uso de filtros geográficos puede también producir cambios en la predicción de los modelos, determinando que una muestra consistente en tamaño es también benéfica en la actuación del algoritmo, ya que el patrón de mejoría del AUC se encuentra ligado al tamaño de muestra, es decir, una

mejor estabilidad con una desviación estándar mínima. McCarthy *et al.* (2012), probaron mediante el uso de modelos de distribución los efectos sobre colectas en carreteras y fuera de ellas, se obtuvo que pese a las consideraciones esperadas, las medidas de rendimiento del modelo no difirieron en su totalidad entre las predicciones realizadas para ambos tratamientos, Se comprobó que los datos obtenidos a lo largo de caminos sin pavimentar, no poseen el sesgo climático que influye sobre los resultados obtenidos, por lo que pueden representar información valiosa.

Un control adicional del uso de datos de colecciones para determinar este tipo de análisis radica en la selección de las especies a evaluar, siendo las más abundantes las más óptimas. Múltiples estudios mencionan que el uso de mamíferos pequeños no voladores confieren el mejor escenario para investigaciones de efectos poblacionales y ecología (Rowe, 2005), ya que los roedores son uno de los grupos con mayor número de especies y altamente estudiados (Arellano *et al.*, 2006). Este hecho es constatado porque el orden Rodentia representa el 45% de todas las especies conocidas de mamíferos, y además su identificación adecuada, en la mayoría de los casos, depende del manejo y la colecta de especímenes (Patterson, 2002), hecho que favorece significativamente su captura y depósito en colecciones. Un ejemplo de ello se puede constatar porque los órdenes con mayor representación numérica en las colecciones nacionales de mamíferos son los roedores (234,978 especímenes) encima de los quirópteros (120,956 ejemplares), almacenados en los acervos de colecciones prestigiadas del país (Lorenzo *et al.*, 2012).

La utilización de estas nuevas técnicas de evaluación aunadas a las bases de datos en línea de colecciones mundiales, pueden tomarse como herramientas para complementar el conocimiento sobre las abundancias de especies con mayor número de registros en su medio natural. La posibilidad de evidenciar la relación entre dichas abundancias reflejadas en colecciones y determinadas áreas geográficas, probablemente favorecería a tres aspectos: (1) un acercamiento más adecuado en el conocimiento de las condiciones ambientales óptimas para la conservación; (2) la planeación adecuada para el manejo de las especies seleccionadas; y (3) una referencia para estudios posteriores de la biología y ecología de dichas especies, así como para otras en las mismas condiciones que las utilizadas en el presente estudio.

Hipótesis

La representatividad numérica (abundancias) de los ejemplares de las especies seleccionadas de roedores en colecciones, funciona como un acercamiento de la representación numérica de dichas especies en los diferentes ambientes de su distribución de acuerdo a las probabilidades de un hábitat óptimo.

Objetivo general

Realizar un conjunto de análisis que permitan interpretar si existe una correlación o patrones de colecta entre las abundancias numéricas de especímenes generadas a lo largo del tiempo en las colecciones científicas y la escala de probabilidades de favorabilidad de hábitat donde radican las poblaciones de las especies seleccionadas para el estudio.

Objetivos particulares

Identificar la importancia de la aportación de colecciones y sus bases de datos en línea para la construcción de este tipo de análisis

Determinar la posible relación entre las localidades con mayores probabilidades de favorabilidad de habitat en sus espacios geográficos y la mayor cantidad de especímenes depositados en colecciones científicas

Determinar si existe un patrón de colecta de acuerdo a la distribución geográfica de las especies seleccionadas.

Esclarecer si el patrón de colecta puede ser identificado en diferentes épocas de la historia de colectas de las especies seleccionadas.

Determinar si existen efectos en las diferentes épocas en la historia de colecta de las especies que influyeran los números de especímenes en las colecciones

Método.

Selección de especies

Se realizó una selección de especies que permitieran construir el análisis en función a los siguientes filtros:

1. buena representatividad numérica. Las especies potenciales para el análisis fueron corroboradas en bases de datos especializadas (GBIF, CONABIO) con la finalidad de garantizar la selección de especies que contaran con un número significativo de muestras recopilados a lo largo de periodos extensos (por lo menos mayor a 500 registros únicos)
2. Identidades taxonómicas de fácil identificación
3. Especies sin variación de picos de abundancias en función a ciclos anuales de reproducción extraordinarios.
4. Diferentes escalas de distribución: Con la finalidad de reconocer un posible patrón de colecta en función a la distribución, se seleccionaron especies con diferentes dimensiones de área de distribución: con distribución restringida a regiones geográficas específicas con áreas pequeñas clasificadas como microendémicas (1er decil: menor a 1000 km²), especies con distribución media correspondientes a especies microaerales (1er cuartil: menor a 25,000 km²) y dos con una distribución general aparente, es decir de amplia distribución (3er cuartil: mayor a 1,000,000 km²). Cabe señalar que la distribución de éstas fue considerada con base en literatura especializada (Ceballos y Oliva, 2005).

De este modo, una vez mencionados los criterios de selección se pudieron rescatar de la totalidad de datos las siguientes especies

Siguientes especies.

- Distribución microendémica: *Microtus oaxacensis*
- Distribución microaeral: *Peromyscus zarhynchus*, *P. furvus*, *Microtus quasiater*
- Distribución amplia: *Peromyscus mexicanus*, *Heteromys desmarestianus*

La obtención de datos se llevó a cabo mediante el uso de bases de colecciones de instituciones nacionales e internacionales mediante las compilaciones disponibles de bases de datos en portales en línea de Global Biodiversity Information Facility (GBIF).

Para establecer la asignación y confirmación de nombres a las localidades de los registros, se tomó en cuenta la delimitación de municipios proporcionada por el Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática (INEGI). La determinación de la localidad se hizo conforme la verificación de las coordenadas registradas en las bases de datos para cada espécimen.

La depuración de los datos obtenidos se llevó a cabo del siguiente modo:

- 1.- Verificación bibliográfica de registros: Los especímenes registrados de dudosa incidencia no fueron considerados para elaborar los modelos debido a las consecuencias en la selección de variables que pudiesen ocasionar, así mismo se corroboró la procedencia de los registros en los límites de distribución y su confiabilidad en función de las características de preferencia del hábitat.
- 2.- Selección de localidades únicas: se utilizaron registros para los datos de prueba y entrenamiento con georreferencias únicas, con la finalidad de obtener un mayor número de variables para la formulación de los modelos y una menor sobrepredicción para la ejecución del algoritmo.
- 3.- Depuración de registros realizados a lo largo de vías de comunicación en áreas geográficas de características homogéneas para garantizar una selección de registros óptima para los datos de entrenamiento y prueba en el modelo.

Análisis de datos

Para todos los análisis se realizaron modelos de distribución geográfica de todas las especies anteriormente descritas, se generaron modelos mediante el uso del algoritmo Maxent, que ha demostrado tener una mejor eficiencia en el manejo de datos y es el más utilizado para estudios biogeográficos (Elith *et al.*, 2010), las variables seleccionadas para realizar el modelo fueron las 19 variables bioclimáticas de WorldClim y las topográficas del

U. S. Geological Survey's (Hydro-1K) que son elevación, pendiente, aspecto y topografía compuesta, todas las variables fueron obtenidas a 1 km de resolución y ajustadas para garantizar el tamaño de celda adecuado mediante el programa ArcView 3.2. Dicha selección se llevó a cabo porque las variables geográficas y climáticas en conjunto han comprobado proyectar resultados de mayor relevancia biológica (Randin *et al.*, 2009).

Debido a la naturaleza predictiva de dichos algoritmos y el posible sobreajuste de características ambientales se realizaron modelos preliminares para determinar la actuación de todas las variables omitiendo las variables sin contribución al modelo de cada especie mediante dos tipos de análisis:

1.- Una correlación entre las variables climáticas mediante el uso del software OGIS comparando variables con mayor correlación ($R > 0.80$) y menor actuación en la fabricación de los modelos.

2.- Se compararon las variables obtenidas en dicha correlación con los resultados presentados durante la fabricación del modelo mediante el análisis de Jackknife.

Con la finalidad de evitar la autocorrelación espacial y el sobreajuste, para la construcción de los modelos se seleccionaron de modo aleatorio datos georreferenciados que no poseyeran relación entre sí, garantizando una construcción adecuada de la proyección. Dicha selección se realizó sobre el 60% a 80% de los datos por cada especie dependiendo del número de registros disponibles.

Una vez seleccionados los insumos el análisis fue ejecutado en tres fases de estudio para esclarecer los resultados obtenidos:

Análisis general de la totalidad de datos.

Se construyeron modelos para cada especie sin limitar las variables ambientales por periodo de tiempo para determinar la idoneidad del hábitat en función a las condiciones históricas intrínsecas del paisaje. Para este análisis se utilizó la totalidad de datos ambientales existentes desde los primeros registros de todas las especies en los años 1880 hasta los últimos publicados disponibles del año 2005. Posteriormente se determinó el número total de localidades de colecta y los especímenes correspondientes en el territorio dentro de las probabilidades obtenidas en cada modelo y se obtuvo la cantidad de registros en cada una de

las categorías de probabilidad en rangos del 1 al 9 a lo largo de toda la historia de colecta de las especies del análisis. Estos resultados fueron desglosados para su evaluación como sigue:

1.- Recategorización de la favorabilidad del hábitat: Se incluyeron 9 categorías de probabilidad del 0.1 al 0.9 en función de la viabilidad del medio natural para las especies. Se eligió el número de categorías para garantizar una mejor visión del efecto de las correlaciones a realizar.

2.- Se correlacionaron cada uno de los puntos georreferenciados con el número de especímenes para cada uno de ellos y su categoría de probabilidad en función al número de kilómetros por cada categoría de probabilidad.

Este desglose permitió reconocer los patrones de colecta representados a lo largo de toda la historia de las especies en las instituciones de investigación correspondientes y su relación con la abundancia de especímenes registrados en colecciones.

Análisis de datos en diferentes épocas.

La segunda etapa consistió en la interpretación de los modelos de la distribución de los especímenes en diferentes épocas en relación con el número de registros existentes en las colecciones para identificar una correlación entre el número de especímenes por registro geográfico y la viabilidad de hábitat en cada época de colecta

. Con este análisis se logró identificar el efecto de los sesgos por acumulaciones en las costumbres de colecta.

Se realizaron un promedio de 3 modelos por especie en función de las características tanto ambientales como de uso de suelo y vegetación. Se utilizaron capas bioclimáticas y tipos de vegetación con diferencias de cada 30 años, según los criterios para medir el cambio climático de la Organización Meteorológica Mundial (OMM).

Para ubicar los tipos de uso de suelo y vegetación en cada época se utilizaron capas obtenidas por medio de los metadatos del Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática de las series V, III y II realizando mapas con datos del periodo 1980 al 2005, 1950 al año 1979, y 1800 a 1949. Dichos datos fueron obtenidos de forma gratuita a través del portal de metadatos de la Comisión Nacional de la Biodiversidad (CONABIO).

Los modelos fueron categorizados en 9 probabilidades de favorabilidad de hábitat para la especie y posteriormente se ubicó mediante la sobreposición por medio del sistema Arcview, el tipo de vegetación para cada registro en correspondencia con la época específica del dato.

Todos los datos obtenidos por los modelos fueron analizados con software ArcView 3.2. Seguido de esto se contabilizó la superficie física de ocupación para cada una de las categorías existentes. Dichos resultados fueron analizados como se describirá a continuación.

Construcción y selección de modelos para el estudio

La construcción de los modelos se basó en diferentes aspectos que se desglosan a continuación en función a los objetivos del análisis a realizar.

Pese a que la distribución de las especies es representada por un mapa, los factores que determinan los patrones de distribución de una especie se dividen en las capacidades de dispersión, la distribución espacial de las condiciones ambientales favorables para su establecimiento y supervivencia y el ambiente biótico. (Soberón, 2007), para fines prácticos se divide en la conjunción de tres elementos que son la representación geográfica (A) con el set apropiado de factores abióticos, las interacciones bióticas favorables (B) y la extensión geográfica del nicho realizado (M). Debido a los hechos anteriores la determinación de la M representa la región geográfica que ha sido accesible a la dispersión de la especie desde el origen, lo que sirve de interpretación para definir los límites de la distribución actual (P) (Tomado de Soberón y Peterson, 2005).

De este modo los algoritmos buscan realizar un mapa por regiones que se asemejen en cuestiones abióticas a los puntos de ocurrencia determinados de un conjunto de factores bióticos y abióticos; es gracias a esta variedad de posibilidades que los resultados requieren una interpretación cuidadosa, **la delimitación de M ha demostrado proveer de validaciones más certeras a la hora de construir los modelos de distribución, no siendo así a la hora de validar las actuaciones de dichos modelos.**

Pese a la tendencia a estandarizar M de acuerdo a las características de dispersión y distribución de la especie, para este estudio **no se realizó una selección conforme a las**

recomendación específicas de eco-regiones debido a los beneficios que aporta el uso del *background* de la delimitación de la distribución de la especie en su totalidad como lo describen Barve *et al.* (2011), donde se demostró bajo la construcción de una especie virtual que la delimitación de un espacio geográfico cercano al rango de distribución de la especie real que la habilidad predictiva se encontraba por debajo de los umbrales esperados, sin embargo si el área era incrementada se lograba una predicción mayormente significativa. Aunado a este hecho la estandarización del tamaño de background fue necesaria para realizar una comparación medible entre los tamaños de muestra de acuerdo a los rangos de las distribuciones de las especies seleccionadas, por lo que los resultados en el análisis general y por épocas, son comparables entre si por utilizar las mismas técnicas de medición así como los umbrales de corte para cada uno de los modelos generados (Máxima sensibilidad y especificidad).

Los modelos generados en el estudio fueron validados en por las medidas convencionales (ROC-AUC), sin embargo los modelos fueron construidos y seleccionados de manera específica, acordes a los requerimientos útiles para la evaluación de la hipótesis y de cada especie modelada, puesto que de acuerdo a Lobo y colaboradores en 2008, se describe que el uso del AUC, para estimar la exactitud de aproximación predictiva y cuya utilización ha sido tomada como una medida estadística significativa en la validación de los modelos de distribución, tiene diferentes problemáticas en función a 1) los valores de probabilidad reales, dando una falsa idea de poder discriminatorio del modelo en función al tamaño del área de estudio, 2) también ha resultado ser más insensible a los errores de comisión, y 3) a un bajo nivel de prueba no enfocándose a las características descriptivas de mayor interés en la selección de modelos viables, 4) así como otorgando ambigüedad en la prueba del umbral de predicción que no esclarece si el umbral utilizado se ajustó a los datos de entrenamiento para realizar el modelo. Los autores convienen en que es prudente usar objetivos de evaluación de los modelos de acuerdo a las metas que se intentan seguir en vez de realizar parámetros estandarizados

Por ello la selección de modelos también se basó en la selección de la proyección continua con un ajuste de recategorización en las probabilidades y la selección de un umbral apropiado basado en un mismo número de presencias y ausencias (Real *et al.*, 2006) de acuerdo a lo buscado por la hipótesis del proyecto. Los valores de omisión menores fueron

seleccionados del compendio de iteraciones generadas para cada modelo, esto, aunado a una proyección más ajustada a la distribución conocida, se llevó a cabo debido a que los errores de omisión son menos deseables cuando se están buscando nuevas especies o poblaciones (Martínez-Meyer y Peterson, 2006) que en este caso representan una probabilidad a considerar para demostrar que la hipótesis tiene validez. De acuerdo a otros estudios se buscó elaborar modelos con peso en solo presencias y enfocados en simular el potencial, no así el nicho realizado, de distribución de las especies, donde pesan más los errores de omisión que los de comisión como lo especificado en Anderson y González (2011). La adecuación de esta medida respondió mejor a las necesidades de los objetivos del estudio.

Validación estadística.

Finalmente la etapa de evaluación de resultados consistió en la validación de modelos y pruebas estadísticas para comprobar la posible correlación entre el número de registros y las localidades de colecta, con las categorías de favorabilidad de hábitat.

Validación y calibración del algoritmo

Para poner a prueba la validez de los modelos y calibrar un funcionamiento adecuado se llevaron a cabo diferentes medidas de construcción y prueba.

Los modelos fueron construidos con las variables depuradas que no estuviesen fuertemente correlacionadas (<80%), así como con datos depurados espacialmente correlacionados, y en función del promedio de 15 réplicas con análisis de Bootstrap con 500 iteraciones, de la totalidad de datos seleccionados se utilizó el 80% de datos para entrenamiento y 20% de prueba bajo el umbral de *10 percentile training prescence* con la finalidad de obtener una mayor variedad de datos ambientales y fiabilidad en los datos y al hecho de que bajo estos parámetros se observaron mejores resultados en el nivel de predicción esperado, es decir, los modelos generados tenían un mayor grado de acercamiento a las distribuciones conocidas de las especies, en casos especiales el ejercicio se realizó bajo

los umbrales de *máxima sensibilidad y especificidad* para los modelos con menor número de registros.

La evaluación estadística de los modelos se efectuó de dos modos:

1) A través del uso de estadísticos utilizados para dicho algoritmos: medición del área bajo la curva (AUC) es decir la validación de la curva de variación de Característica Operativa del Receptor (ROC) con la finalidad de determinar modelos adecuados se eligieron únicamente modelos con las AUC más altas (<0.85),

2) La selección de modelos más adecuados a las características deseadas se realizó por medio de la matriz de confusión generada del total de réplicas, se trabajó sobre los modelos útiles que contuviesen el menor grado de error (que se describirá a continuación) para cada ejercicio por especie. Dentro de este criterio, la selección de estas proyecciones optimizadas y su posterior interpolación a un SIG, se eligieron la que tuviese un mejor nivel de actuación en cuanto a la sensibilidad y especificidad así como el error de omisión más bajo y mayor cercanía a la distribución conocida de la especie que se modeló.

De este mismo modo todos los modelos fueron realizados con el mismo tamaño de *background* (10000) para garantizar réplicas comprobables y determinar patrones de colecta según el tipo de distribución.

Todas las salidas de las proyecciones generadas fueron logísticas, debido a la utilidad que esta otorga a la construcción del análisis, la explicación del uso de dichas técnicas de modelación y validaciones será abordada en la discusión. Se vigiló que el ajuste de la actuación del algoritmo para cada modelo tuviese a su una AUC satisfactoria. La medición de la superficie de kilómetros para cada categoría fue ajustada de acuerdo a la superficie terrestre real por medio del programa ArcView.

Evaluación de datos

Finalmente, para la evaluación estadística de los resultados obtenidos se realizaron dos pruebas que se describen a continuación

1.- Coeficiente de Correlación de Spearman

Dada la naturaleza de los datos que no son ajustables a una distribución normal se seleccionó este estadístico no paramétrico univariado para efectuar las correlaciones entre las categorías de zonas de mayor idoneidad del hábitat, número de especímenes, entre las categorías de favorabilidad y localidades que representan y entre el número de kilómetros de *background* y las categorías de favorabilidad. Esta información está representada en tablas para cada especie.

2.- Prueba de Pearson X^2

Para probar la veracidad de los hechos obtenidos y la existencia de una asociación entre el azar y las predicciones del modelo se utilizó una prueba de Pearson X^2 entre las frecuencias obtenidas para las categorías de favorabilidad y sus valores contenidos para evaluar la validez de la distribución de estos valores. De este modo se pudo determinar una bondad de ajuste.

Resultados

Colecciones

Se realizó el análisis de 11,295 especímenes de seis especies de roedores. Se contabilizó un total de 55 colecciones de 36 instituciones mundiales (Tabla 1). El mayor número de especímenes registrados en línea corresponde al Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR) con 2938 especímenes, le sigue la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM) con 2505 especímenes, y la Universidad Autónoma Metropolitana (UAM) con un total de 1597 especímenes. La colección extranjera con el mayor número de ejemplares de museo es la Universidad de Kansas (KU) con un total de 1162 registros de las especies del análisis. Las instituciones obtenidas que registran los datos analizados están caracterizadas por ser las más utilizadas en trabajos de esta índole a nivel nacional (Lorenzo *et al.*, 2012).

Tabla 1. Colecciones científicas y ejemplares depositados de las especies del análisis

Institución	Colección	Especímenes
AMNH	AMNH	205
BYU	BYU	1
CAEC	CAEC	3
CAS	CAS	234
ECOSUR	CFSHER	115
	ECOSUR-SC	2823
FMNH	FMNH	98
HNHM	HNHM	20
HU	MCZ	23
IHN	IHN	28
	IHNE	376
IPN	ENCB	528
ISU	ISU	1
KU	KU	1161
	UKL	1
LSU	LSU	2
	LSUMZ	110

MHNG	MHNG	3
MLZ	MLZ	2
MSU	MSU	88
NHM-LA	LACM	65
OU	OMNH	1
P	OSUC	1
PSM	PSM	3
ROM	ROM	74
TAMU	TCWC	34
	TCWC- TAMU	10
TTU	TTM	18
	TTU	1
UA	UAZ	4
UAM	UAM	1305
	UAM-I	292
UANL	UANL	10
UC-	MVZ	315
BERKELEY		
UM	UMAA	82
	UMMZ	464
UMN	MMNH	4
UNAM	FCUNAM	235
	FC-UNAM	1
	IBUNAM	1914
	MZFC	120
	UNAM	235
UND	UND	2
UNICACH	MZTG	22
	UNICACH	84
UNM	MSB	8
USNM	USNM	148
UW	UWBM	19

YU	YPM	2
Otras	CIIDIR-	32
	OAXACA	
	CM	25
	COMACERN	15
	IHNE	1
	MZTG	1
	Sin datos de colección	1485
	OMNH	1

La aportación del porcentaje de localidades con registros únicamente poseídos por las colecciones extranjeras es de un 4%, siendo el mayor porcentaje (96%) de aportación cubierto por las instituciones nacionales. Es de importancia señalar que también un número significativo de datos no poseen datos oficiales de la colección a la que pertenecen (1485). Las fechas de mayor número de registros de todas las especies datan de 1995 y 1999. Y el periodo con el mayor número de registros se encuentra ubicado entre los años 1987 al año 2000. Estas tendencias se pueden observar en la Figura 1.

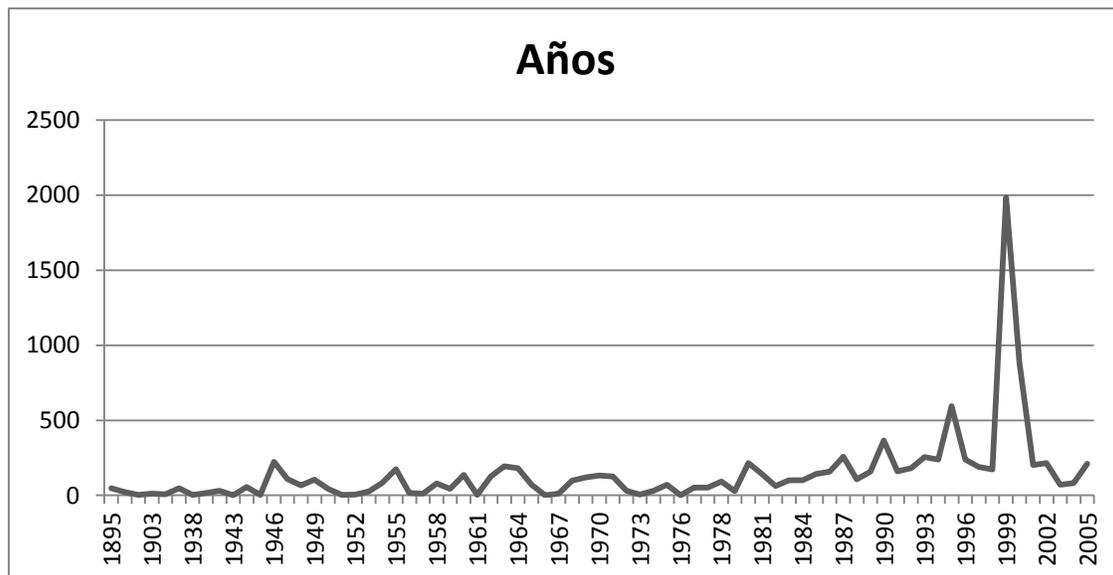


Figura 1. Histograma de frecuencias de especímenes depositados por año

Los registros encontrados abarcan un total de 12 estados de la república, siendo los estados de Chiapas (7434), Oaxaca (2363) y Veracruz (1667) los que poseen el mayor número de registros. Se abarcaron un total de 293 localidades de colecta de las cuales el estado de Oaxaca obtuvo la mayor parte del conteo con 90 localidades, en segundo lugar, el estado de Oaxaca con 86 y el estado de Veracruz con 64 (Tabla 2).

Tabla 2. Relación entre número de registros, colecciones y localidades por estado

Estado	Localidades	Especímenes	Colecciones
Campeche	2	8	2
Chiapas	86	7589	33
Distrito federal	1	6	1
Estado de México	5	173	10
Guerrero	5	10	2
Hidalgo	19	395	6
Michoacán	4	49	6
Oaxaca	90	2560	16
Puebla	33	572	9
Querétaro	1	31	2
Quintana roo	2	2	1
San Luis Potosí	9	225	7
Tabasco	7	153	6
Tamaulipas	4	35	1
Veracruz	64	1731	18

Dentro de estos estados las localidades de Ixtlán de Juárez posee seis de las especies del estudio y Santiago Comaltepec cinco, en Oaxaca. Por otro lado, las localidades Bochil, La independencia, Pueblo Nuevo Solistahuacan, La Trinitaria, San Fernando y San Cristóbal de las Casas poseen cuatro de dichas especies en Chiapas; mientras que Xico en Veracruz posee cuatro especies. Otras localidades relevantes fueron Acateno en Puebla con las cuatro

especies esperadas registradas, así como Xilitla en San Luis Potosí, con dichas especies. La localidad La Trinitaria en Chiapas contuvo el mayor número de especímenes (2894), seguido por Santiago Comaltepec en Oaxaca con 892 y La Concordia en Chiapas con 529.

En este estudio se observó que seis estados poseen localidades cuyos especímenes han sido colectados por más de cinco instituciones nacionales e internacionales. El estado de Chiapas posee el mayor número de colectas por institución, con un total de 16 municipios representados en 33 colecciones de institucionales, con base en los datos mundiales del GBIF. Siendo las localidades de Berriozábal, Palenque y San Cristóbal de las Casas las más registradas en colecciones de 11 instituciones. Otras localidades ampliamente estudiadas son los municipios de Ocosingo y San Fernando representadas en 10 instituciones diferentes y Cintalapa, Pueblo Nuevo Solistahuacán, así como Tuxtla Gutiérrez en nueve colecciones.

Los Estados de Oaxaca y Veracruz registraron solo cuatro localidades cada uno con representación en más de cinco instituciones, siendo los municipios de Santiago Comaltepec (ocho), San Juan Bautista Valle Nacional (siete) en Oaxaca; Xalapa (nueve) así como *Xico* (ocho) en Veracruz, las localidades representadas en un mayor número de colecciones.

Finalmente las localidades mayormente representadas para los estados de Puebla, Tabasco y San Luis Potosí están compuestas por Huachinango con siete colecciones y Xicotepec con cinco para el estado de Puebla, Teapa en Tabasco en seis Instituciones y Xilitla y Tamazunchale en San Luis Potosí en siete y cinco colecciones respectivamente.

Análisis General

Se obtuvieron 6 modelos de distribución del compendio de datos ambientales físicos y el conglomerado de datos totales del compendio de ensayos descritos en los métodos del presente documento, de estos los resultados se desglosan de acuerdo a las especies del análisis en función al tipo de resultados obtenidos como sigue:

Especies con resultados favorables para el análisis

Del compendio de especies seleccionadas únicamente *Microtus quasiater* y *Peromyscus furvus* poseen un resultado acorde a lo esperado. Estas dos especies se presentan como las únicas con una relación positiva entre el mayor número de especímenes y la mayor favorabilidad del hábitat, este hecho será desglosado con posterioridad en la discusión.

Microtus quasiater

Del grupo de especies seleccionadas esta especie registró los resultados de mayor cercanía a cumplir las condiciones de la hipótesis del estudio. Los datos colectados datan del año 1893 con 13 especímenes en la localidad de Xico, Veracruz, y del año 2000 con 4 ejemplares de la localidad Tlanchinol en el estado de Hidalgo. Se registraron en todas las épocas un total de 832 especímenes. El modelo generado se presenta a continuación en la figura _



Figura 2. Distribución potencial de *Microtus quasiater*

Se comprobó una tendencia positiva en el mayor número de localidades de colecta dentro de la mayor idoneidad de hábitat ($P= 0.0046$). En la tabla 3, el análisis entre el área de kilómetros por cada categoría de favorabilidad del hábitat obtuvo una correlación negativa demostrando que el área de mayor favorabilidad, es decir, categoría más alta de condiciones viables, contuvo el mayor número de especímenes ($R= -0.952$; $P= 0.001$) y localidades ($R= -0.9102$; $P= 0.0046$). El análisis de la distribución de los datos con la prueba de X^2 fue significativo ($P= 0.002$)

Tabla 3 Frecuencias de *M. quasiater* entre categorías de ocurrencia, especímenes, localidades y número de kilómetros por categoría

Categoría	Individuos	Localidades	Km2
0.1	1	1	2430488
0.199	3	3	16246
0.299	16	4	8527
0.398	9	3	6389

0.498	83	12	5148
0.598	82	9	4560
0.697	166	14	4324
0.797	226	13	1942
0.896	0	0	180

Con objeto de demostrar las correlaciones obtenidas se desglosa la siguiente tabla

Tabla 4 Correlación de Spearman para *M. quasiater* entre número de individuos y categoría de probabilidad (Ind/Categ), número de localidades y categoría de probabilidad (Loc/Categ), número de individuos para el número de km por categoría (Ind/km).

Spearman	Ind/Categ	Loc/Categ	Ind/km
R	0.9524	0.9102	-0.9524
P	0.0011	0.0046	0.0011

Los resultados que se obtuvieron demuestran que el mayor número de especímenes corresponden con la hipótesis esperada encontrándose en los ambientes pronosticados con el mejor perfil de favorabilidad de condiciones ambientales, ocurriendo esta misma situación con el mayor número de localidades inmersas en los sitios con mayor idoneidad de hábitat.

Peromyscus furvus

Las fechas de los especímenes catalogados en las bases de datos datan del año 1893 con dos especímenes hasta los últimos que datan del año 2001 con 2 individuos. Se contiene en dichas bases un total de 1750 registros únicos que se seleccionaron para la construcción del análisis.



Figura 3. Modelo de distribución potencial de *Peromyscus furvus*

No se observó una tendencia entre las categorías de favorabilidad el número de localidades de colecta existentes (Tabla 5), en cambio fue posible observar un patrón por medio de la correlación positiva entre el número de especímenes y la categoría de idoneidad del hábitat ($R= 0.8$; $P= 0.0138$).

Tabla 5 Correlación de Spearman de *P. furvus* entre número de individuos y categoría de probabilidad (Ind/Categ), número de localidades y categoría de probabilidad (Loc/Categ), número de individuos para el número de km por categoría (Ind/km).

Spearman	Ind/Categ	Loc/Categ	Ind/km
R	0.8	0.5401	-0.8
P	0.0138	0.1328	0.0138

Se obtuvieron resultados negativos en la correlación entre el número de especímenes y el número de kilómetros abarcados en cada categoría de ocurrencia (Tabla 6), determinando

un menor número de especímenes en las categorías de ocurrencia más bajas ($R= 0.8$) con una aceptable significancia estadística ($P= 0.0138$). Del mismo modo las localidades de colecta no fueron determinantes en un patrón de distribución. La prueba de X^2 efectuada en la distribución de los datos fue significativa ($P= 0.0001$).

Tabla 6 Frecuencias entre categorías de ocurrencia, especímenes, localidades y número de kilómetros por categoría

categoría	individuos	Localidades	km2
0.091	37	3	2430488
0.181	5	2	16246
0.272	32	4	8527
0.363	17	2	6389
0.453	120	7	5148
0.544	90	11	4560
0.635	637	24	4324
0.725	213	11	1942
0.816	125	3	180

Especies con resultados negativos para el análisis

La mayor parte de las especies no presentaron resultados favorables para la conclusión de la hipótesis en función del análisis de la totalidad de datos, estas especies son *Microtus oaxacensis*, *Heteromys desmarestianus*, *Peromyscus mexicanus* y *Peromyscus mexicanus*.. Los resultados particulares de dichas especies se presentan dentro del Anexo I del presente documento.

Análisis por épocas

1895-1950

Para los análisis realizados en este tiempo los resultados no resultaron favorables para el mayor número de especies por diferentes aspectos dentro de los que destacan la escasez de registros de dicha época para la construcción de los modelos o correlación de los datos. Solo se pudo construir el análisis para 4 especies. Sin embargo, una especie demostró poseer una tendencia en cuanto a las colectas realizadas en dicho tiempo (*Heteromys desmarestianus*). No se realizó un análisis de vegetación en este periodo debido a la falta de datos consistentes.

Heteromys desmarestianus

El análisis del modelo de las colectas que van desde 1895 a 1949 (Figura 4) resultó en una correlación positiva significativa tanto para el número de especímenes ($R= 0.9009$; $P= 0.0123$) como para el número de localidades de colecta ($R= 0.848$; $P= 0.0238$) con respecto a las categorías de mayor idoneidad de hábitat.

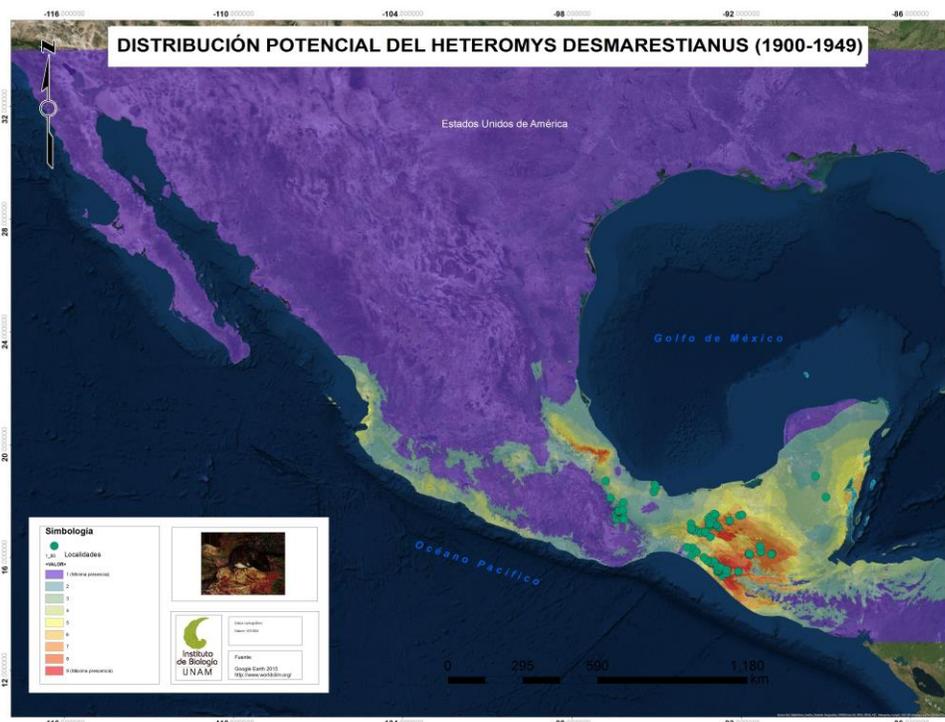


Figura 4. Modelo de distribución potencial de *Heteromys desmarestianus*

Del modelo anterior se desglosa la siguiente tabla de correlaciones:

Tabla 7 Correlación de Spearman entre número de individuos y categoría de probabilidad (Ind/Categ), número de localidades y categoría de probabilidad (Loc/Categ), número de individuos para el número de km por categoría (Ind/km).

Spearman	Ind/Categ	Loc/Categ	Ind/km
R	0.9009	0.8487	-0.955
P	0.0123	0.0238	0.0028

El número de kilómetros en cada categoría de probabilidad (Tabla 8) resultó en una correlación negativa significativa para el número de especímenes encontrados (R= -0.95; P= 0.002) y en una correlación negativa no significativa para el número de localidades de colecta (R= -0.732; P= 0.066).

Tabla 8. Frecuencias entre categorías de ocurrencia, especímenes, localidades y número de kilómetros por categoría

Categoría	Individuos	Localidades	km2
0.097	1	1	2226163
0.193	2	1	114395
0.483	3	1	19179
0.579	2	2	20821
0.676	9	2	14368
0.773	8	3	8939
0.869	13	2	4461

Especies no favorables para el análisis

El resto de las especies no correspondieron a un resultado favorable para la hipótesis y se constituyen de las siguientes identidades taxonómicas: *Microtus quasiater*, *Peromyscus furvus* y *Peromyscus mexicanus*. Las especies *Microtus oaxacensis* y *Peromyscus zarhynchus* no poseen suficientes datos para la elaboración del análisis, como se mencionó con anterioridad. Los resultados de las especies no favorables se encuentran en el Anexo I.

1950- 1979

Dicho periodo obtuvo correlaciones positivas para dos especies siendo estas *Heteromys desmarestianus* y *Peromyscus zarhynchus*. Ya que a partir de estas fechas se cuenta con el registro de Uso de Suelo y Vegetación se utilizó la serie III de dichos datos del INEGI obteniendo que las especies se encontraron en tipos de hábitats específicos a las necesidades documentadas en la literatura. Los resultados de dichas especies se presentan a continuación.

Heteromys desmarestianus

El período de 1950 a 1979 obtuvo una correlación positiva entre el número de especímenes y la adecuación del hábitat mayor ($R= 0.736$) con significatividad estadística ($P= 0.045$).

El período de 1950 a 1979 obtuvo una correlación positiva entre el número de especímenes y la adecuación del hábitat mayor ($R= 0.736$) con significatividad estadística ($P= 0.045$).

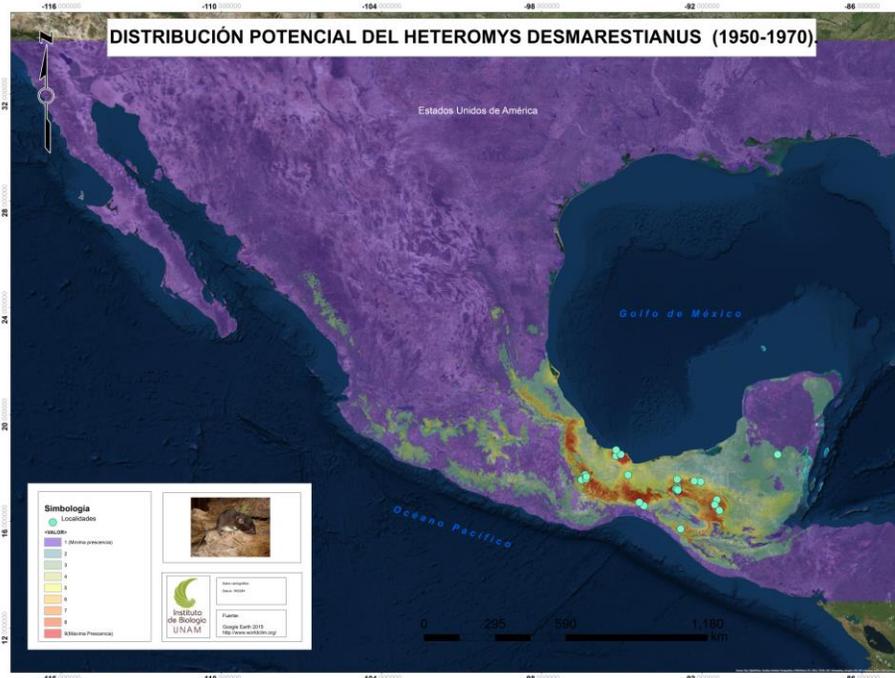


Figura 5 Modelo de distribución potencial para *Heteromys desmarestianus* en 1950 a 1970

De este modelo de desglosan las siguientes correlaciones en la Tabla 9.

Tabla 9 Correlación de Spearman entre número de individuos y categoría de probabilidad (Ind/Categ), número de localidades y categoría de probabilidad (Loc/Categ), número de individuos para el número de km por categoría (Ind/km).

Spearman	Ind/Categ	Loc/Categ	Ind/km
R	0.7365	0.5033	-0.7365
P	0.0458	0.2162	0.0458

Así mismo el número de kilómetros por categoría de ocurrencia (Tabla 10) presentó los mismos resultados de la correlación entre especímenes y las condiciones ambientales óptimas, con una correlación negativa significativa que indica un incremento en la favorabilidad de hábitat en un número más limitado de kilómetros (R= -0.7365; P= 0.045), sin embargo el número de localidades de colecta no obtuvo ninguna correlación significativa en la favorabilidad de hábitat (R= 0.503; P= 0.21) ni en el número de kilómetros por categoría (R= -0.503; P= 0.21).

Tabla 10 Frecuencias entre categorías de ocurrencia, especímenes, localidades y número de kilómetros por categoría

Categoría	Individuos	Localidades	km2
0.108	2	1	2289741
0.324	5	5	37116
0.433	2	2	21470
0.541	2	2	19798
0.649	10	5	19727
0.757	8	6	17529
0.865	14	5	11245
0.973	8	3	2907

En las localidades de colecta se encontraron siete tipos de vegetación, de los cuales la selva alta y mediana con 14 especímenes tuvieron el mayor número de individuos. Los tipos de vegetación con mayor idoneidad de hábitat fueron la selva perturbada y el bosque de encinos (Tabla 11).

Tabla 11. Preferencias de tipos de vegetación por *Heteromys desmarestianus* (1950-1979)

Uso de suelo	Individuos	Categoría de favorabilidad	Localidades
Áreas Perturbadas	8	3, 6, 9	3
Bosque de Coníferas y Latifoliadas	2	4,5	2
Bosque de Latifoliadas	7	8,9	4
Bosque Fragmentado	6	4,6,7,8,9	5
Selva Alta y Mediana	14	1,7,8	6
Selva fragmentada	2	5,6	1
Usos no Forestales	12	3,6,7,8	7

Peromyscus zarhynchus

El período de 1950 al año 1979 sí demostró una tendencia en el número de especímenes y la categoría de favorabilidad, así como el número de localidades y la misma ($R= 0. 0.9276$, $P= 0.0167$ y $R= 0.9411$ $P= 0.0167$, respectivamente). Esto se puede constatar en la figura 6.



Figura 6 Modelo de distribución potencial para *P. zarhynchus* en el periodo 1950-1979

De estos resultados se desglosan las siguientes tablas:

Tabla 12. Correlación de Spearman entre número de individuos y categoría de probabilidad (Ind/Categ), número de localidades y categoría de probabilidad (Loc/Categ), número de individuos para el número de km por categoría (Ind/km).

Spearman	Ind/Categ	Loc/Categ	Ind/km
R	0.9276	0.9411	-0.8117
P	0.0167	0.0167	0.0583

El número de kilómetros encontrados por categoría fue equivalente en los resultados de sus correlaciones siendo el menor número de kilómetros en la mayor categoría el que obtuvo el mayor número de especímenes ($P= 0.05$) y localidades ($;$ $P= 0.0333$) (Tabla 13). El análisis de los datos bajo la prueba de X^2 fue altamente significativo ($P= 0.001$)

Tabla 13 Frecuencias para número de individuos, localidades y kilómetros cuadrados por categoría de favorabilidad del hábitat

Categoría	Individuos	Localidades	Km2
0.083	1	1	2468008
0.249	1	1	5218
0.332	18	1	3790
0.498	6	3	2095
0.663	58	5	2168
0.746	180	6	890

Se determinaron 7 tipos de vegetación en el área de estudio siendo el tipo de vegetación de áreas agrícolas las que registraron el mayor número de individuos (108). Los tipos de vegetación dentro de la categoría de probabilidad más alta fueron 5: tierras agrícolas con 73 registros, selva fragmentada con 8, bosque fragmentado con 16, bosque de encino con 31 y áreas perturbadas 52.

Tabla 14. Preferencias de tipo de vegetación para *Peromyscus zarhynchus* (1950-1979)

Uso de suelo	Individuos	Categoría de favorabilidad	Localidades
Áreas Perturbadas	53	3,9	3
Bosque de Coníferas	3	8	1
Bosque de Coníferas y Latifoliadas	9	8	2
Bosque de Latifoliadas	37	6,8,9	2
Bosque Fragmentado	51	6,8,9	3
Selva fragmentada	8	9	1
Usos no Forestales	108	1,4,6,8,9	5

Especies no favorables para el análisis

Los resultados de las 4 especies restantes no favorecen la hipótesis del estudio, dichas especies son *Microtus oaxacensis*, *Microtus quasiater*, *Peromyscus furvus* y *Peromyscus mexicanus*, sus resultados se pueden constatar en el Anexo I.

1980-2005

Para este periodo se obtuvieron un mayor número de especies con resultados favorables para la comprobación de la hipótesis del proyecto. Las especies con correlaciones positivas en todos los aspectos analizados son *Microtus quasiater*, *Heteromys desmarestianus*, *Peromyscus furvus* y *Peromyscus zarhynchus*.

Microtus quasiater

Del período de 1980 a 2005 se encontró una correlación entre la categoría de favorabilidad de hábitat y el número de localidades de colecta con $R= 0.99$ y $P= 0.0167$, mientras que el número de especímenes no obtuvo ningún resultado ($R= 0.6$ y $P= 0.35$).

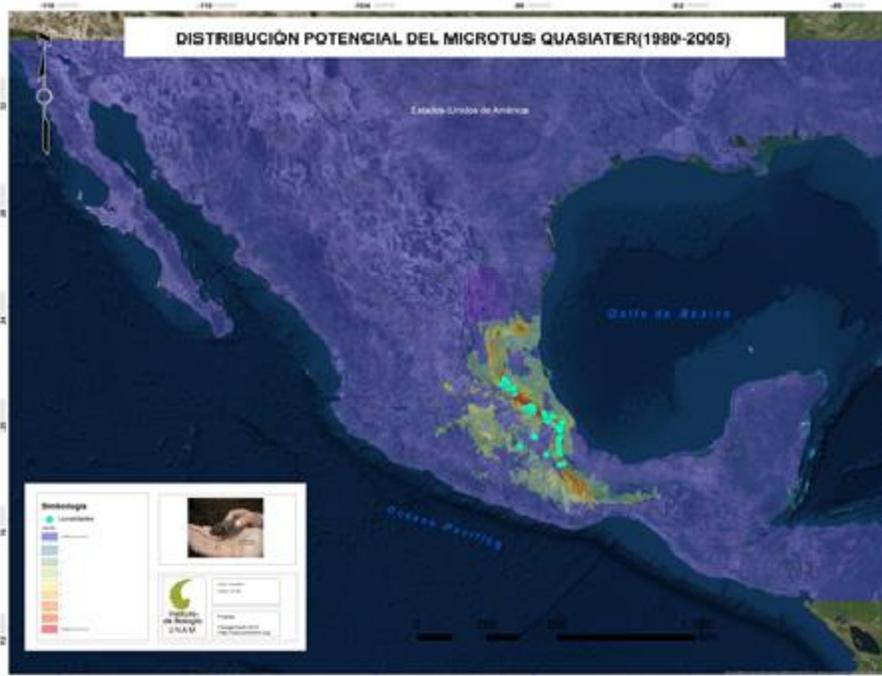


Figura 7. Modelo de distribución potencial de *Microtus quasiater* (1980- 2005)

De esta aproximación se derivan las siguientes correlaciones (Tabla 15)

Tabla 15 Correlación de Spearman entre número de individuos y categoría de probabilidad (Ind/Categ), número de localidades y categoría de probabilidad (Loc/Categ), número de individuos para el número de km por categoría (Ind/km).

Spearman	Ind/Categ	Loc/Categ	Ind/km
R	0.883	0.6978	-0.1883

P	0.003	0.0433	0.003
---	-------	--------	-------

El número de kilómetros por categoría (Tabla 16) fue equivalente en los resultados de sus correlaciones siendo el menor número de kilómetros en la mayor categoría el que obtuvo el mayor número de especímenes ($R = -0.833$; $P = 0.003$) y localidades ($R = -0.697$; $P = 0.0433$).

Tabla 16. Frecuencias entre categorías de ocurrencia, especímenes, localidades y número de kilómetros por categoría

Categoría	Individuos	Localidades	km ²
0.101	14	3	2451963
0.202	15	2	18986
0.302	1	1	8492
0.403	1	1	4902
0.605	32	4	2294
0.706	46	3	2596
0.807	32	6	3029
0.907	1	10	891

Se encontraron 9 categorías de vegetación en el área, el mayor número de especímenes se encontró en la vegetación catalogada como agricultura temporal con 235 ejemplares, por otro lado, los tipos de vegetación con mayor favorabilidad de hábitat fueron el bosque mesófilo de montaña con 12 especímenes, el pastizal cultivado con 40 especímenes y las tierras de agricultura temporal con 45 especímenes (Tabla 17).

Tabla 17. Preferencia de tipos de vegetación para *Microtus quasiater* (1980-2005)

Uso de suelo	Individuos	Categoría de favorabilidad	Localidades
Agricultura de Riego	3	1,2	2
Agricultura de Temporal	155	1,4,5,6,7,8,9	16

Agricultura de Temporal, Pastizal cultivado	6	8	1
Agricultura de Temporal, Pastizal inducido	18	7,8	3
Agricultura de Temporal, Vegetación secundaria de Selva Alta Perennifolia	44	4,5	1
Agricultura de Temporal, Vegetación secundaria de Selva Mediana Subperennifolia	12	7,8	3
Área Urbana	12	8	1
Bosque de Encino	4	4	1
Bosque de Pino	36	1,3,4,6	5
Bosque de Pino-Encino	6	4	1
Bosque Mesofilo de Montana	182	3,5,6,7,8,9	15
Pastizal Cultivado	71	7,8,9	5
Pastizal Cultivado, Agricultura de Temporal	2	6	1
Selva Alta Perennifolia	22	4,7,8	3
Vegetación secundaria de Selva Alta Perennifolia, Agricultura de Temporal	4	5,6	1

Heteromys desmarestianus

El período de 1980 a 2005 representado en la figura 18 presentó una correlación positiva entre la categoría de idoneidad y el número de registros y localidades con valores de $R= 0.9$ y $R= 0.8787$, el valor estadístico fue significativo en ambos análisis ($P= 0.002$ y $P= 0.0031$)

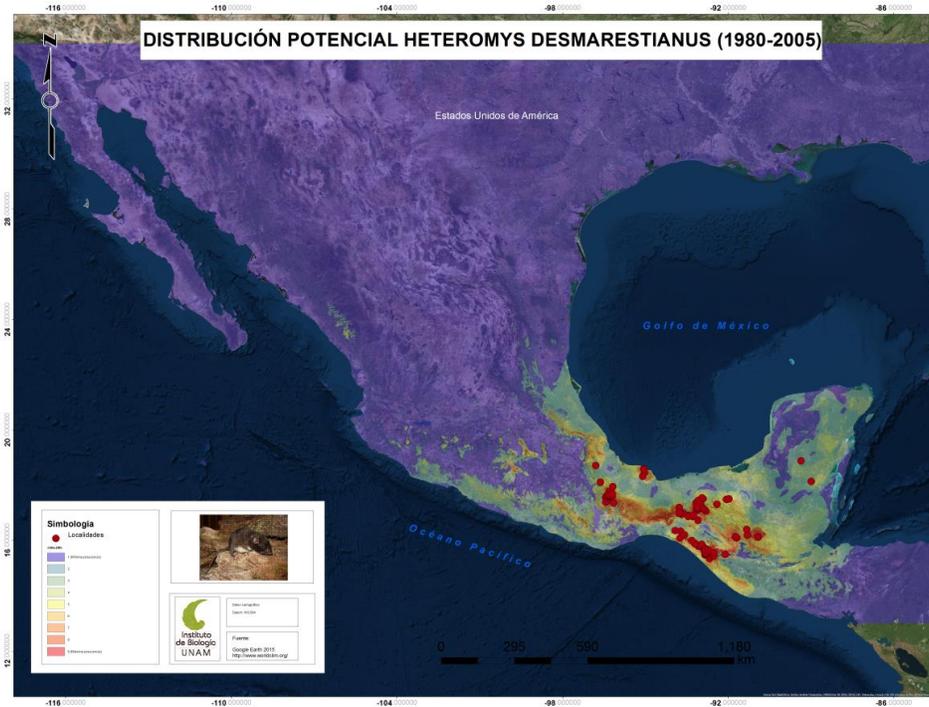


Figura 8. Modelo de distribución potencial para *Microtus quasiater* (1980-2005)

Tabla 18. Correlación de Spearman entre número de individuos y categoría de probabilidad (Ind/Categ), número de localidades y categoría de probabilidad (Loc/Categ), número de individuos para el número de km por categoría (Ind/km).

Spearman	Ind/Categ	Loc/Categ	Ind/km
R	0.9	0.8787	-0.9
P	0.002	0.0031	0.002

La distribución de kilómetros en cada categoría presentó una correlación negativa para el número de registros y localidades ($R = -0.9$ y $R = -0.8787$) estadísticamente significativa de $P = 0.002$ y $P = 0.0031$).

Tabla 19. Frecuencias entre categorías de ocurrencia, especímenes, localidades y número de kilómetros por categoría

Categoría	Individuos	Localidades	km ²
0.089	7	2	2289356

0.179	2	2	78490
0.268	5	3	31687
0.357	8	5	24871
0.446	11	7	22508
0.536	31	12	20057
0.625	77	17	16688
0.714	99	15	10057
0.803	50	10	2503

Se determinaron 12 tipos de vegetación, siendo el bosque mesófilo de montaña el que mayor número de individuos registró (118). Los tipos de vegetación en mayor favorabilidad fueron 6 correspondientes a bosque mesófilo de montaña (14 individuos) agricultura temporal (7 individuos) bosque de encino (1) pastizal cultivado (16) y selva alta perennifolia (10) (Tabla 20).

Tabla 20. Preferencia de tipos de vegetación para *Heteromys desmarestianus* (1980-2005)

Uso de suelo	Individuos	Categoría de favorabilidad	Localidades
Agricultura de Riego	1	7	1
Agricultura de Temporal	7	1,6,9	3
Agricultura de Temporal, Vegetación secundaria de Selva Alta Perennifolia	20	7,8,9	2
Área Urbana	6	2,4,6,8,9	6
Bosque de Encino	4	4,8,9	2
Bosque de Galería	13	8	2
Bosque de Pino	2	5,8	2
Bosque de Pino-Encino	6	7,8	4
Bosque Mesofilo de Montana	118	3,4,6,7,8,9	15
Pastizal Cultivado	35	3,5,7,8,9	11
Pastizal Inducido	8	7	1

Pastizal Cultivado, Vegetación secundaria de Selva Alta Perennifolia	11	6,7	3
Selva Alta Perennifolia	42	3,5,6,7,8,9	9
Selva Mediana Subperennifolia	11	1,2,7	4
Vegetación secundaria de Selva Alta Perennifolia, Agricultura de Temporal	1	6	1
Vegetación secundaria de Selva Alta Perennifolia, Pastizal Cultivado	5	4,6,7	2

Peromyscus furvus

El período de 1980 a 2005 (Figura 9) obtuvo una correlación positiva entre la categoría de favorabilidad de hábitat y el número de registros y localidades con valores de $R= 0.85$ y $R= 0.7967$, el valor estadístico fue significativo en ambos análisis ($P= 0.0061$ y $P= 0.0138$).



Figura 9. Modelo de distribución potencial de Peromyscus furvus (1980-2005)

Tabla 21 Correlación de Spearman entre número de individuos y categoría de probabilidad (Ind/Categ), número de localidades y categoría de probabilidad (Loc/Categ), número de individuos para el número de km por categoría (Ind/km).

Spearman	Ind/Categ	Loc/Categ	Ind/km
R	-0.8167	-0.7459	0.85
P	0.0108	0.0255	0.0061

Así mismo la distribución de kilómetros (Tabla 22) en cada categoría presentó una correlación negativa para el número de registros y localidades ($R = -0.8167$ y $R = -0.7459$) con una significatividad notoria de $P = 0.0108$ y $P = 0.0255$), lo que denota un menor número de individuos en la categoría con mayor número de kilómetros.

Del mismo modo la distribución de los datos en el análisis de X^2 fue significativo (valor de X^2 , $P < 0.0001$)

Tabla 22 Frecuencias entre categorías de ocurrencia, especímenes, localidades y número de kilómetros por categoría

Categoría	Individuos	Localidades	km2
------------------	-------------------	--------------------	------------

0.091	7	4	2401107
0.181	8	4	33114
0.272	5	2	16551
0.363	23	4	13460
0.454	58	6	8944
0.544	224	23	9363
0.635	231	17	7507
0.726	410	24	4984
0.816	90	7	1187

Se determinaron 10 tipos de vegetación predominando en la incidencia de registros el bosque mesófilo de montaña con 545 especímenes. El rango más alto de la categoría de distribución posee 2 tipos de vegetación: bosque meso filo de montaña con el mayor número de registros (74) y campos de agricultura (16).

Tabla 23. Preferencia de tipos de vegetación de *Peromyscus furvus* (1980-2005)

Uso de suelo	Individuos	Categoría de favorabilidad	Localidades
Agricultura de Riego	2	2	1
Agricultura de Temporal	227	1,2,4,5,6,7,8,9	19
Agricultura de Temporal, Pastizal inducido	3	9	1
Agricultura de Temporal, Vegetación secundaria de Selva Alta Perennifolia	2	5	1
Agricultura de Temporal, Vegetación secundaria de Selva Mediana Subperennifolia	4	7	1
Bosque de Encino	26	3,4,6	3
Bosque de Pino	14	5,7	3
Bosque de Pino-Encino	4	6,8	2
Bosque de Tascate	2	1	1
Bosque Mesofilo de Montana	545	2,4,5,6,7,8,9	24
Pastizal Cultivado	144	3,6,7,8	11
Pastizal Cultivado, Agricultura de Temporal	4	6,8	2
Selva Alta Perennifolia	77	1,5,6,7	5

Vegetación secundaria de Selva Alta Perennifolia, Agricultura de Temporal	19	5,6	4
--	----	-----	---

Peromyscus zarhynchus

Del período de 1980 a 2005 se encontró una correlación entre la categoría de favorabilidad de hábitat y el número de localidades de colecta con $R= 0.99$ y $P= 0.0167$, mientras que el número de especímenes no obtuvo ningún resultado ($R= 0.6$ y $P= 0.35$) (Tabla 24).



Figura 10. Modelo de distribución potencial de *Peromyscus zarhynchus* (1980, 2005)

Tabla 24 Correlación de Spearman entre número de individuos y categoría de probabilidad (Ind/Categ), número de localidades y categoría de probabilidad (Loc/Categ), número de individuos para el número de km por categoría (Ind/km).

Spearman	Ind/Categ	Loc/Categ	Ind/km
R	0.6	0.9	-0.7
P	0.35	0.0167	0.2333

Respecto al número de kilómetros por categoría (Tabla 25) no se obtuvo ningún resultado positivo en las correlaciones efectuadas sin una tendencia comprobable para el número de especímenes ($R = -0.7$; $P = 0.233$) y el número de localidades ($R = -0.9$; $P = 0.085$).

Tabla 25 Frecuencias entre categorías de ocurrencia, especímenes, localidades y número de kilómetros por categoría

Categoría	Individuos	Localidades	Km2
0.267	1	1	4870
0.446	6	2	2059
0.535	1425	3	1534
0.624	800	5	1884
0.713	120	7	961

La vegetación presente en el área de colectas del periodo 1980 a 2005 correspondió a 9 tipos de vegetación de acuerdo a la capa de uso de suelo y vegetación perteneciente a la época. El bosque de galería obtuvo el mayor número de colectas con 919 especímenes y los tipos de vegetación con mayor idoneidad de hábitat para la especie son el bosque de pino con 8 individuos, áreas de agricultura temporal con 16 individuos y el bosque mesófilo de montaña con 96 especímenes (Tabla 26).

Tabla 26. Preferencia de tipo de vegetación para *Peromyscus zarhynchus* (1980-2005)

Uso de suelo	Individuos	Categoría de ocurrencia	Localidades
Agricultura de Temporal	695	7,8	2
Área Urbana	5	5,6	2
Bosque de Encino	1	7	1
Bosque de Encino-Pino	65	7	1
Bosque de Galería	919	5,6	2
Bosque de Pino	9	7,8	2
Bosque de Pino-Encino	8	7	1
Bosque Mesofilo de Montana	649	6,7,8	6

Vegetación	1	3	1
secundaria de Selva			
Baja Caducifolia			

Especies no favorables para el análisis

Solo dos especies demostraron no revelar ninguna tendencia en esta clasificación temporal *Microtus oaxacensis* y *Peromyscus mexicanus*. Esto se especifica en los resultados descritos en el Anexo I.

Discusión

Una de las principales finalidades del presente estudio fue proveer un marco de referencia en materia del uso de colecciones como un posible reflejo de las abundancias, lo que se demuestra como probable desde la perspectiva del uso de algunas especies en función a los análisis hasta ahora descritos, por supuesto, siendo utilizados con diferentes criterios y discernimiento para garantizar un resultado más fiable. La discusión en extenso de los resultados se pretende abordar desde los ejes que componen el estudio.

Colecciones y su aportación generada

Las colecciones nacionales tienen el mayor número de especímenes de las especies seleccionadas depositados en comparación con las de índole internacional, sin embargo, la aportación de las colecciones extranjeras es de gran importancia puesto que, aun cuando sus números de individuos no son superiores a las abundancias de individuos en las colecciones nacionales (Tabla 1), la aportación a un mayor número de localidades muestreadas es una ventaja para los análisis de modelado de la distribución. La variedad de localidades de colecta proveyó de un marco de referencia espacial y de variables ambientales más amplio a la hora de construir los modelos.

Este hecho parece señalar que las localidades de colecta han permanecido constantes a lo largo de la historia de muchas instituciones, como sitios preferenciales para encontrar las especies de interés, ya sea por practicidad, por incidencia de dichas especies o por tradición.

Los acervos de particular interés e importancia para los ecólogos son los que poseen colectas de grandes abundancias, registrados a lo largo de 100 a 200 años, esto ofrece oportunidades para estudios a largo plazo en la biología de la especie (Sánchez Cordero, 2005). Las especies seleccionadas para este análisis parecen contar con información valiosa con datos registrados desde 1800 a la fecha (Figura 1), lo que proporciona una ventaja en la acumulación de datos pese a eventos extraordinarios de colecta o años sin registros documentados, sin embargo, estas grandes cantidades de especímenes también poseen un sesgo de interés que se describirá posteriormente.

Guevara Chumacero *et al.* (2001) encontraron que a inicios de la década de 1950 el incremento en el número de publicaciones relacionadas con la mastozoología mexicana era exponencial en relación a los periodos anteriores, siendo duplicado para el periodo de 1970 y 1990. Este hecho sumó un mayor número de contribuidores al conocimiento de las especies nacionales y puede, en cierta medida, ser el hecho que impulsó el incremento en los acervos de colecciones y el número de instituciones con colecciones propias. El número de individuos ingresados a las colecciones por año tuvo los mayores registros en los periodos de 1987 (258) al año 2000 (882) en dicho periodo están registrados 5782 registros que constituye un poco más de la mitad de todos los registros utilizados para el análisis (Figura 1).

Lorenzo *et al.* (2012) reportan registros de mamíferos del país en 120 colecciones mastozoológicas de Norteamérica, las especies del estudio se encontraron en poco menos de la mitad de ellas equivalente a 55 colecciones de 36 instituciones mundiales. Sin embargo es un número importante el encontrado en especímenes depositados para el presente estudio (Tabla 1) equivalente a 36 instituciones con 12855 ejemplares, considerando que se trata de únicamente 6 especies de roedores, lo que puede servir como referencia en los parámetros solicitados para el estudio referentes a utilizar especies de gran abundancia en colecciones y facilidad de captura.

Los resultados en el número de individuos depositados de algunas de las especies seleccionadas, probablemente pueden ser resultado de la influencia de los tipos de muestreos realizados, junto con los métodos de colecta, así como las preferencias, estiladas en cada época Como ejemplos de esto tenemos diferentes puntos como lo son:

- 1) Las preferencias de colecta por determinados grupos taxonómicos
- 2) Las preferencias marcadas por algunas localidades conocidas por el gremio científico para colectas (Más no porque esta se considere con abundancia de individuos)
- 3) La detectabilidad o facilidad de captura de ciertas especies en su área de distribución
- 4) Las tendencias de moda por colecta de alguna especie en particular

Partiendo de este hecho, las preferencias de colectas en el país en relación a los mamíferos, revelan que algunos estados han sido inventariados de manera intensiva por los

colectores tanto del país, como Estados Unidos y Canadá. Como es el caso de los 16,132 ejemplares en Oaxaca, el estado en donde más se ha colectado en el país, le siguen Sonora (14,945 especímenes), Jalisco (13,556), Veracruz (13,353) y Chiapas (13,290) (Lorenzo *et al.*, 2012).

Las comunidades más muestreadas encontradas en el estado de Chiapas revelan una preferencia por la realización de colectas de mamíferos pequeños, sin embargo las localidades más estudiadas han sido en poca medida, las correlacionadas con la hipótesis de este estudio. De acuerdo a la tabla 2, la aportación del mayor número de localidades en el análisis se encuentra en el estado de Oaxaca (90) seguida por Chiapas (86) sin embargo esta condición puede estar ligada a las preferencias tradicionales de colecta por las grandes instituciones.

Otra de las posibilidades de selección de comunidades no relacionadas con las áreas de mayor favorabilidad radica en los sesgos relacionados a las vías de comunicación, algunos de los hábitats con características físicas de mayor idoneidad de la especie se encuentran alejadas de las zonas preferentes de colecta, que para algunas especies, se traduce en un sesgo no sostenible que pudo presentar una influencia en el análisis. Existen también comunidades han sido masivamente representadas en los estados ya mencionados de mayor número de colectas debido a las problemáticas suscitadas en el mantenimiento de una colección, ya que generan que la preferencia de colecta esté dirigida a sitios que no representan un sobre esfuerzo económico y recursos humanos que sobrepasen las capacidades financieras de la institución responsable (Kadmon *et al.*, 2004).

Resultados en función a la hipótesis propuesta

El presente trabajo de investigación demuestra que utilizando especies con buena representatividad, cuyas características de requerimientos ambientales sean específicas de una selección de hábitat determinada y de distribución bien conocida, se puede identificar un patrón de abundancias de colectas en colecciones para sitios con mayores predicciones de presencia. No obstante, los resultados obtenidos también arrojan hechos que constatan que la gran mayoría de las especies y sus datos encontrados en colecciones, tienen diferentes sesgos

de diferente magnitud, que influyen en los resultados para ser utilizados en este tipo de análisis y servir como fuente fidedigna de información para la valoración de un reflejo de abundancias en un espacio geográfico determinado. A continuación se desglosan las posibles causas de estas interrogantes describiendo la relación con los objetivos restantes perseguidos por la investigación.

Determinar la posible relación entre las localidades con mayor favorabilidad de hábitat en sus espacios geográficos y la mayor cantidad de especímenes depositados en colecciones científicas

Localidades y favorabilidad de hábitat

La selección de los sitios preferenciales de colecta por alguna de las colecciones referidas en este estudio que coincidieran con la correlación positiva para la hipótesis (Mayor número de especímenes en la probabilidad de idoneidad del hábitat mayor en el medio), es de probablemente cumplida para algunas localidades que, de acuerdo a cada especie, se describen a continuación.

Para *Peromyscus zarhynchus*; los municipios en Chiapas de Pueblo Nuevo Solistahuacán con nueve instituciones y la mayor probabilidad en adecuación de hábitat (80%) y La Trinitaria con cinco instituciones y un aceptable (70%).

Por otro lado, las localidades de Veracruz (Xalapa y Xico) coinciden con las mayores probabilidades en la idoneidad de hábitat obtenidas para la especie *Peromyscus fuvvus* y con el mayor número de instituciones con registros en esta área. *Microtus quasiater*; está ampliamente registrado para los municipios de Xalapa y Xico en Veracruz, con el mayor número de colecciones y mayor favorabilidad de hábitat (90%), así como en los municipios de Huachinango y Xicotepéc en Puebla con 7 y 5 instituciones con registros en el área respectivamente y una probabilidad de condiciones favorables de hábitat en dichos municipios muy aceptable (80%).

Finalmente las especies: *Peromyscus mexicanus* está registrada en el municipio de Xilitla en San Luis Potosí con una probabilidad de hábitat favorable del 70% y siete instituciones con registros en esta localidad. Y la especie *Heteromys desmarestianus* en la localidad Pueblo Nuevo Solistauacán está registrada en nueve instituciones y probabilidad del 90%.

De este modo, el número considerable de especímenes encontrados en dichas colecciones puede sugerir que ha habido una preferencia por ciertas localidades históricamente estudiadas por la facilidad de obtención de individuos y datos de las especies (Harris y Rogers, 1999) lo que tiene una coincidencia con la hipótesis establecida. Es también conocido que las distribuciones históricas de estos organismos han estado determinadas en gran medida por las condiciones ambientales y cambios suscitados en el paisaje. El grupo *Peromyscus* es uno de los grupos con mayor dominancia en sus sitios de ocurrencia. Los Peromyscinos están distribuidos casi exclusivamente en Norteamérica (Alaska a Panamá) donde México es considerado el centro de su diversidad (Dawson, 2005). Por su gran diversidad y abundancia dicho grupo (Peromycini) es de gran importancia en muchos ecosistemas terrestres. (Trujano Álvarez y Álvarez Castañeda, 2010). El día de hoy la distribución del grupo *Peromyscus* es un reflejo del pleistoceno tardío y los climas del pleistoceno. Este periodo estaba caracterizado por fluctuaciones radicales en la atmósfera de enfriamiento y calor que resultaron en periodos de avance glacial con bloques de hielo continentales alternando con calentamientos y deshielos. Estos eventos junto con el acompañamiento de la compresión de zonas habitables tuvieron efectos drásticos en definir su distribución (Martín y Harrell, 1957). Esta situación favorece la hipótesis establecida donde las variables climáticas tienen un peso fuerte en la definición de las condiciones preferidas para la distribución de dicho grupo, lo que fortalece la perspectiva del presente análisis.

Del mismo modo el género *Microtus* es conocido por divergir a la especiación y límites de distribución basados en cambios ambientales que al igual que el grupo Peromycini su distribución actual está ligada a regiones que conservan características de la región neártica y altas elevaciones (Nowak, 1999). Los roedores del género *Microtus* han sido los favoritos de los paleontólogos del pleistoceno por su definición compleja y su alto grado de especificidad de hábitat (Smart, 1977). Muchas de las especies de *Microtus* prefieren hábitats

abiertos como pastizales (Getz, 1985) lo que probablemente está siendo reflejado en los resultados del análisis que sugieren que existe una preferencia por ciertas variables climáticas así como en el análisis por tipo de vegetación.

Abundancias y favorabilidad de hábitat

Aun cuando para la mayor parte de las especies no se cumplieron las condiciones buscadas: de representar un mayor número de individuos en las localidades de colecta con mayor favorabilidad de hábitat, para dos especies la condición de la correlación positiva se cumplió con una importante significatividad estadística en el compendio de datos a través del tiempo (*Peromyscus fuvvus* con $P=0.0138$ y *Microtus quasiater* $P = 0.0011$) lo que conlleva a pensar que para especies de características específicas de selección de hábitat se puede dilucidar un posible patrón de mayores abundancias en colectas en sitios donde puede ser más abundante o probable de encontrar a la especie. Es conocido que algunas de las localidades donde se encuentran dichos especímenes han tenido una historia de colectas amplia siendo incluso la localidad de Xalapa la Tipo para *Peromyscus fuvvus* (Dalquest, 1950). El análisis realizado por épocas para dichas especies revela una tendencia al acomodo de datos en ciertos tipos de vegetación preferenciales que se favorecen de las tendencias de cambio de uso de suelo actuales (*M. quasiater* en pastizales, *P. fuvvus* en hábitats de crecimiento secundario).

Sin embargo con solo dos especies corroborando la hipótesis no es posible hablar de una tendencia universal, por lo que la adición de comprobación en campo de dichas condiciones, así como la inclusión de un mayor número de especies en diferentes taxones a corroborar este análisis, son de gran ayuda para desentrañar un patrón universal de colectas.

Otro hecho de importancia radica en la problemática del uso de datos para la construcción de modelos. Como ha sido abordado por muchos autores (Anderson *et al.*, 2003; Anderson y Meyer, 2004; Thuiller *et al.*, 2010 y Guisan, 2004) el uso de datos de colecciones debe ser tomado con cautela respecto a los sesgos encontrados en dichos acervos de conocimiento, sin embargo con una aplicación correcta de métodos de selección se pueden

realizar estudios de múltiples clases que ayudan al desarrollo del conocimiento de las especies y sus fluctuaciones en el espacio y tiempo.

La importancia de validar y corroborar la procedencia de los resultados obtenidos puede traducirse en un sin número de beneficios para el estudio de la ecología de las especies seleccionadas.

Los estudios a largo plazo, de un gran número de décadas, son una posibilidad gracias a los acervos de colecciones existentes y brindan fascinantes avistamientos como el papel de reforzamiento de desplazamiento de caracteres en una radiación adaptativa y la especiación (Silvertown *et al.*, 2006: Grant y Grant, 2006), las implicaciones en la determinación de abundancias proporcionan una mejor ventana de prospección hacia adaptaciones futuras en función del ambiente seleccionado.

Dentro de beneficios actuales también está el uso de ejemplares de colección para definir tendencias en genética de poblaciones (Ossa *et al.*, 2012), la abundancia de especímenes de una población en un sitio geográfico representa un tamaño de muestra de mayor confiabilidad para realizar estudios de esta índole, las colecciones estas se han convertido en la fuente de muchos estudios poblacionales en genética de la conservación que contrasta el pasado histórico con las poblaciones actuales (Wandeler *et al.*, 2007) lo que proporciona una oportunidad de gran importancia en el conocimiento de las perspectivas de la población para fines de investigación y conservación. El caso de las especies evaluadas en este estudio puede representar una ventaja frente a la incertidumbre del estado de sus poblaciones actuales y futuras pudiendo determinar a nivel macroambiental características que pusiesen determinar su abundancia o reducción a través de los años en diferentes espacios geográficos, sin embargo también es necesario realizar un estudio de mayor profundidad con otras técnicas y escalas de tiempo para rectificar los hechos aquí encontrados.

De este modo en función a los resultados, se sugiere que es posible observar este patrón para especies que sean dependientes de variables climáticas medibles, con preferencias conocidas, con posibilidades de dilucidar ciertos sesgos por la historia de colectas y con acervos de mayor antigüedad y tamaño en las colectas.

Determinar si existe un patrón de colecta de acuerdo a la distribución geográfica de las especies seleccionadas.

Las especies seleccionadas revelaron diferentes tendencias lo cual puede explicarse por múltiples factores como lo son:

1) *La escala influencia del uso del hábitat.* La interpretación de análisis de escala en el hábitat permite un entendimiento más profundo de las relaciones ecológicas. Las especies con menores áreas de distribución no obtuvieron tendencias significativas. En este sentido, se ha comprobado por diversos estudios que muchas especies de roedores relacionan su distribución con los componentes del microhábitat (Morris, 1987). Pese a lo esperado algunas especies de roedores generalistas pueden ser selectivos respecto a la escala de microhábitat en su ambiente (Bellows *et al.*, 2001). Lemen y Rosenzweig en 1978 describen que la selección de hábitat de los heterómidos *Dipodomys ordi* y *Perognathus flavus* diferían en la preferencia de microhábitat a pesar de coexistir en la misma distribución. Es posible que las especies que tienen selección por microhábitats específicos no sustenten lo esperado por la hipótesis debido a que su distribución y abundancia esta delimitada por factores no ambientales, o al número limitado de localidades de colecta y principalmente, a la incapacidad de las herramientas actuales de análisis espaciales de generar información de esta resolución. Este hecho puede ser constatado por varios factores que se desglosan a continuación.

En este sentido, Morris (1984) encontró para las especies de *Peromyscus leucopus* y *Microtus pennsylvanicus* que, aunque mostraban diferencias en la preferencia de microhábitats específicos, no presentaban variables simples estructurales del medio que fuesen descriptores consistentes, así como las variables estructurales compuestas no aportaron una mejor descripción de las diferencias, por lo que la selección de hábitat de dichas especies obedecía al grado de variabilidad ambiental en el macrohábitat y no a las condiciones ambientales a gran escala. Las herramientas convencionales para determinar preferencias o probabilidades de ocurrencia de una especie tienen limitaciones respecto a la explicación de hechos específicos a microescala, ya que estos no pueden ser medidos con una precisión determinante.

2) *Tipo de vegetación de preferencia.* El análisis hecho respecto a las colectas en los diferentes tipos de vegetación, arroja resultados que explican parcialmente las diferencias encontradas en la relación entre las condiciones óptimas del hábitat físico y el número de especímenes puesto que los mosaicos utilizados de vegetación no presentan características constantes de nomenclatura y extensión entre los periodos de tiempo de los metadatos y esto puede deberse tanto a cambios antropocéntricos como a errores en la nomenclatura de la vegetación en las series de uso de suelo y vegetación utilizadas u a otros factores.

Los patrones de regulación poblacional generalmente obedecen a la selección del hábitat, siendo que de acuerdo a la teoría las especies pueden maximizar su éxito reproductivo escogiendo hábitats que contengan las mejores recompensas para un mejor *fitness* (Morris, 1988). Al respecto, algunas especies cercanas a explicar la inexistencia de un patrón de colecta, que pudiera indicar un mayor número de especímenes en colecciones en función de una distribución menor, revelan también un mayor número de individuos para algunas especies en hábitats o tipos de vegetación más específicos como es posible observar en el desglose de ejemplares por épocas para las especies *Heteromys desmarestianus* (Tabla 11 y 20) y *Peromyscus zarhynchus* (Tabla 14 y 26) en todos los periodos con datos de vegetación y *Microtus quasiater* (Tabla 17) y *Peromyscus fuvvus* (Tabla 23). Para 1980 – 2005. Dichas especies poseen un mayor número de datos en tipos de vegetación característicos de su preferencia documentados (Hall y Dalquest, 1963; Hall y Kelson, 1959; Rogers y Skoy, 2011). Este hecho puede sugerir un vínculo entre la mayor favorabilidad y el mayor número de especímenes en función a un ambiente determinado, más que para un rango de distribución.

3) *Selección de ambientes específicos.* En particular, las especies de distribución montañés de roedores son apropiadas para evaluar como la distribución y especiación están asociadas a la historia biogeográfica de Centroamérica así como las preferencias de estos organismos por ambientes específicos (Daza *et al.*, 2010). La evidencia parece señalar que el mayor número de especímenes de *M. quasiater* y *P. fuvvus* en colecciones fueron colectados en tipos de hábitat, que son influidos en mayor grado por variables macroambientales mesurables como la altitud, topografía y tipo de vegetación, lo que podría causar un efecto benéfico tanto en la modelación acertada de su favorabilidad del hábitat en el medio, como para los colectores de dichas especies al presentar un mayor abanico de posibilidades de incidencia y

una mejor predicción de la favorabilidad de su hábitat en función a características que podemos clasificar con facilidad.

Las especies de pequeños mamíferos ya sean especialistas o generalistas tienen más probabilidad de estar correlacionadas con gradientes ambientales que colectivamente definen el tipo de hábitat (Doyle, 1987). La especie *M. quasiater* es conocida por tener predilección por zonas donde su alimento y refugio tengan una estabilidad temporal (Lopez-Wilchis y Torres, 2005) como se ha mencionado ya, en este caso tienen predilección a hábitats abiertos de tipo pastizales (Getz, 1985). La abundancia atemporal de la especie puede contribuir en parte a lo reflejado en las colectas de la especie (González *et al*, 2012). Por otro lado se ha reconocido que el 80% de su dieta se basa en especies de plantas monocotiledóneas del área que habita (Lopez-Wilchis y Torres, 2007) por lo que los resultados obtenidos son congruentes con el tipo de hábitat con mayores probabilidades de presencia en los modelos, siendo el tipo de vegetación predominante en herbáceas el que posee el mayor número de especímenes, los números más elevados de individuos fueron colectados en tipos de vegetación herbáceas.

La especie *P. furvus*, por otro lado, parece obedecer el patrón descrito para los roedores endémicos que dictamina que las especies endémicas de roedores están conferidas a elevaciones medias y altas; la mayoría están restringidas a su tipo de hábitat y los patrones poblacionales varían de acuerdo a las estaciones (Sánchez- Cordero, 2001) Es así mismo conocido que la preferencia de la especie en su distribución esta inclinada a los hábitats rocosos, este hecho presenta una ventaja en la selección de sitios para su captura Este hecho conocido puede haber tenido influencia en los métodos de colecta y selección de sitios de muestreo de la especie. A su vez la vegetación descrita para el mayor número de especímenes corresponde a bosques mesófilos lo que puede indicar también un tipo de preferencia en la distribución de la especie.

4) *Plasticidad de adaptación a diferentes ambientes.* Los resultados de las especies de distribución amplia también pueden ser evaluadas en el análisis de acuerdo a las características de su biología particular; El grupo taxonómico *P. mexicanus* es conocido por presentar una gran adaptabilidad a colonizar un número significativo de ambientes y variaciones genéticas determinadas por los tipos de regiones que habitan (Ordoñez- Garza *et*

al., 2010) *P. mexicanus* es una de las especies con mayor número de individuos en los ensambles de roedores encontrados a lo largo de su distribución: La colecta de *P. mexicanus* se considera de altas probabilidades en el 70% de la extensión de su territorio (Riechers y De la Cruz, 2012). Además de este hecho la especie es conocida por ser muy resistente a la perturbación (Sánchez-Cordero y Martínez-Gallardo, 1998), lo que posiblemente influencia los números obtenidos de individuos en las colectas a lo largo del territorio nacional. En todos los análisis de preferencia de tipos de vegetación tuvo mayores registros en los ambientes perturbados, usos no forestales y de crecimiento secundario, por lo que la estabilidad de la precisión en su preferencia de distribución es cambiante y de difícil determinación. Este hecho puede ser corroborado en la proyección del modelo de distribución donde las categorías de mayor favorabilidad pueden ser observadas en territorios más extensos que los de otras especies como las de un área de distribución equivalente como *H. desmarestianus* o menor como *P. furvus*.

Por otro lado, la especie *H. desmarestianus*, aun cuando en el análisis general no reveló ninguna tendencia significativa, en los análisis temporales, específicamente para el periodo de 1950-1979 parece reunir los requisitos para corroborar la hipótesis buscada, siendo los mayores números de especímenes colectados en sitios con mayor idoneidad de hábitat. Al respecto se ha comprobado que algunas especies de roedores generalistas pueden ser selectivos respecto a la escala de microhábitat en su ambiente (Bellows *et al.*, 2001). Aunado a este hecho la vegetación donde se han registrado un mayor número de individuos corresponde a las selvas altas en el periodo 1950-1979 (Tabla 11). Pese a que en el periodo de 1980 a 2005 solo existe una correlación positiva para el número de especímenes en relación a la idoneidad del hábitat y no para el mayor número de localidades de colecta este hecho corrobora que independientemente de la selección del sitio es probable que un mayor número de individuos sean colectados en sitios con mayor favorabilidad de hábitat que en otros ambientes con menores posibilidades de poseer un hábitat idóneo. Es importante señalar que se conoce que esta especie tiene preferencias por hábitats determinados siendo favorecido el número de individuos en bosques más desarrollados (Sánchez-Cordero, 1993). Cabe aclarar que es un acercamiento de las posibilidades puesto que los métodos de colecta influyen en gran medida a estos números de registro, además de otro tipo de sesgos.

5) *Sesgos de colecta*. El sesgo de colecta presente en las especies de mayor rango de distribución parece ser un factor determinante en los resultados obtenidos en este estudio, puesto que, pese a las calibraciones realizadas con validaciones adecuadas de los modelos ejecutados, los datos no pudieron revelar ningún tipo de tendencia aun cuando se conocen con cierta aproximación las tendencias de distribución de las especies seleccionadas. La variación en los detalles del registro y las características metodológicas de la colecta son los problemas más suscitados en el uso de datos históricos (Tingley *et al.*, 2009). Se puede constatar en el conglomerado por época de las especies del análisis, que existen picos de inclusión de especímenes a las colecciones en épocas determinadas, lo que conlleva a un número importante de sesgos en este tipo de análisis, donde las frecuencias acumuladas sin orden son lo que influye el resultado de la búsqueda de una tendencia.

Otra explicación de estos resultados podría deberse a que la representación de ejemplares en gavetas de colecciones no reflejan las condiciones más óptimas para encontrar abundancias puesto que la mayoría de las especies de roedores tienen preferencia por microambientes, siendo que la variación de la distribución de estas especies corresponde en gran medida a las características de los microhábitats de su preferencia (Bellows *et al.*, 2001) y las colectas acumuladas no han tenido una estrategia de recolección de especímenes estandarizada ubicándose los sitios de muestreo donde más conviene al colector.

Por otro lado como ya se ha mencionado también, los modelos de distribución poseen dificultades para representar a una microescala las condiciones ambientales requeridas. Este hecho es un aspecto aun limitado para el conocimiento de los sistemas de información geográfica de la actualidad. El tipo de resolución necesaria para medir estas variables rebasa la capacidad informática que las herramientas actuales poseen. Por la falta de una correlación evidente de algunas especies a un tipo de microhábitat específico se debe a la habilidad de dichas especies de obtener sus requerimientos de una gran variedad de recursos, lo que no limita la distribución y abundancia de los mismos a zonas geográficas específicas sino al arreglo de comunidades biológicas en donde se encuentran (Bowers y Brown, 1982).

Todos estos factores indican que no existe un patrón de mayores números de colectas e individuos en especies de rangos de distribución menores, pero es un hecho favorable para especies que tuviesen preferencia por sitios de características específicas ambientales

medibles de acuerdo a sus necesidades, de un número considerable de registros y que su distribución no este determinada en mayor medida por los microclimas.

Esclarecer si el patrón de colecta puede ser identificado en diferentes épocas de la historia de colectas de las especies seleccionadas.

Para los resultados obtenidos en este estudio, la información recabada en las bases de datos, parece tener una tendencia positiva para la correlación entre el mayor número de especímenes y la mejor favorabilidad del hábitat en el análisis para algunas de las especies dentro de la selección realizada para las especies en esta distribución (*Microtus quasiater*, *Peromyscus furvus*), el desglose de épocas sugiere que la hipótesis también puede ser constatada si se hace un análisis temporal adecuado para cada especie que se quiera evaluar y se eligen periodos que posean colectas dirigidas para los acervos de dicha especie.

Como pudo ser observado en los análisis de división temporal, los tamaños de muestra para efectuar los modelos no fueron adecuados en todos los casos, los periodos de 1800 a 1949, pese a que son datos valiosos por separado para conocer patrones históricos de distribución, no tienen suficiente peso para ser considerados fuentes fidedignas de información para todas las especies, por causa de la escasez de datos que aportan.

Un claro ejemplo es este ensayo, puesto que de las seis especies seleccionadas, sólo pudieron efectuarse cuatro modelos para el periodo de tiempo más antiguo (1890-1849). Los cuatro modelos generados de dichas épocas contaron con una base de datos variable de rangos de 5 y 7 registros para las especies *Microtus quasiater* y *Peromyscus furvus* hasta más de 80 para *Peromyscus mexicanus*. Esta diferencia también repercute en los resultados obtenidos siendo los modelos de *Heteromys desmarestianus* y *P. mexicanus* mejores en el aporte de variables para construir el modelo, mejores en actuación y predicción de las distribuciones conocidas y con menores errores de omisión. No obstante pese a la ejecución de un tratamiento de construcción de modelo diferente con un umbral de corte de *Minimum training prescence*, análisis *Crossvalidate* con estadísticas confiables de ejecución con variaciones mínimas en las curvas y tener el menor grado de omisión, los modelos de *M.*

quasiater y *P. furvus* poseían un número de datos para ejecutar el modelo muy limitado y no se obtuvieron resultados favorables y se decidió descartarlos.

Estas tendencias problemáticas pueden ser resueltas si se realiza un estudio a fondo de los orígenes de las colectas para las especies de estos periodos.

En relación a los períodos de división temporal, históricamente el período más importante de formación de las colecciones mexicanas va de las décadas de 1960 a 1990 en el cual surgieron 23 colecciones nacionales apoyadas por colectores internacionales que proveyeron un gran acervo a los anaqueles nacionales (Lorenzo *et al.*, 2012). En el análisis fue posible observar que los resultados que coincidían con la hipótesis del estudio fueron notorios en las colectas registradas en el período de 1950 a 1979 para las especies de *Peromyscus zarhynchus* y *H. desmarestianus* que poseen correlaciones positivas respecto al acomodo de un mayor número de datos en zonas con mayor idoneidad de hábitat, lo que lleva a evidenciar que las colectas se realizaban en sitios seleccionados con características que favorecieran la preferencia de dichas especies. En este sentido, también los métodos de colecta utilizados en esta época tenían resultados más convenientes para la demostración del estado poblacional de las especies seleccionadas, puesto que se colectaba un gran porcentaje de los especímenes capturados.

El periodo con el mayor número de coincidencias en las correlaciones positivas buscadas por la hipótesis del proyecto fue el de 1980-2005 con 4 especies positivas para el análisis coincidiendo el mayor número de individuos con la mayor favorabilidad del hábitat para sus especies. *H. desmarestianus*, *M. quasiater*, *P. furvus*, *P. zarhynchus* parecen responder con estadísticas significativas a la interrogante del estudio, La causa de estos hechos puede encontrar respuesta en el incremento de registros documentados en estos periodos, aunado al crecimiento de un aporte sustancial de un mayor número de instituciones, en este periodo, incrementando los acervos de sus colecciones con especies mexicanas, como ya se ha descrito en las contribuciones a colecciones en capítulos anteriores. Al respecto un gran número de registros (como específicamente se mencionó, un poco más de la totalidad de datos usados para el estudio) se encuentran documentados del periodo de 1987 al año 2000.

Este hecho beneficia el conocimiento de las especies en sus hábitats naturales siendo que los registros también provienen de un mayor número de áreas geográficas. Para este periodo de tiempo la acumulación histórica de registros representa una ventaja frente a los posibles sesgos que los datos puedan poseer.

Otro panorama se encuentra para las especies de reciente descubrimiento o prácticamente difícil acceso a obtener colectas para la mayor parte de las instituciones dedicadas al mantenimiento e incremento de colecciones. La especie *Microtus oaxacensis* pese a su notable microendemismo a las zonas aisladas de las montañas de Oaxaca, es relativamente desconocida en sus tipos de preferencias de hábitat (Ceballos y Oliva, 2005), solo un número limitado de colecciones poseen especímenes de *M. oaxacensis* y a pesar de poseer un número considerable de ejemplares, puede que las zonas de distribución de mayor favorabilidad de hábitat no hayan sido representadas adecuadamente en los acervos ó, como se ha mencionado en otros resultados obtenidos, por la problemática que genera la ya mencionada medición de los microhábitats y el poder de resolución que poseen los modelos de distribución.

De lo anterior se afirma que realizar una división temporal se obtienen datos más confiables y demuestran tendencias más claras que utilizando todo el compendio de datos históricos, sin embargo, esto puede suponer un problema frente a la incertidumbre en la toma de datos que pueden suponer sesgos de mayor gravedad si no se toman medidas de control como utilizar especies con gran número de registros, que posean colectas antiguas y que sean conocidas por un mayor número de instituciones.

Determinar si existen efectos en las diferentes épocas en la historia de colecta de las especies que influyen el número de individuos de especímenes en las colecciones

Las dinámicas y costumbres en la obtención de los datos de las especies pueden tener un beneficio para los resultados obtenidos. Se ha reportado que muchas localidades de colecta solo son muestreadas durante un corto período de tiempo, sin embargo un porcentaje menor de estas localidades son muestreadas por muchos años, esta situación es preferencial para conocer las tendencias de abundancias a lo largo de la historia de colectas de la especie en cuestión (Rowe, 2005). Como un ejemplo concreto, las localidades de colecta de *P. fuvvus*

(Hidalgo: Tlanchinol, El Potrero, Tenango de Doria, Puebla: Huachinango, Paraíso, Veracruz: Zacualpan, Xalapa, banderilla, San Luis Potosí: Xilitla, Oaxaca: Puerto de la Soledad, Teotitlán del Camino) han sido continuamente utilizadas a lo largo de los años permitiendo el asentamiento del conocimiento de las poblaciones pertenecientes a ellas a incluso a nivel filogenético (Harris y Rogers, 1999). Además, es conocido por numerosos estudios que dicha especie tiende a ser dominante en los sitios donde se colecta (González *et al.*, 2012; Rogers y Skoy, 2011) y sus abundancias se han tomado como indicadores del estado de conservación de los bosques que habita (Tejeda Cruz *et al.*, 2008). Este hecho puede ser una causa más para la representatividad numérica en las colecciones científicas que la poseen, la totalidad de métodos de colecta y sus sesgos no parecen influenciar los resultados positivos del análisis.

H. desmarestianus demostró tener correlaciones altamente significativas en el análisis desglosado en períodos de tiempo, posiblemente debido a las preferencias por un hábitat en mejor estado de conservación que la especie posee, que pese a la plasticidad que la especie posee, tiene una dominancia sobre el mayor número de especímenes en ambientes menos perturbados. (Sánchez-Cordero, 1993) Sin embargo la acumulación de los especímenes en el tiempo pudo ser influenciada por los tipos de colecta, sin reflejar realmente el porcentaje adecuado de individuos colectados en función a los capturados, resultando en un panorama general de las abundancias de individuos en colecciones no favorables para la hipótesis propuesta.

Los sesgos también tienen cabida en la interpretación de muchos de los resultados de la mayor parte de las especies. Se encontró que al desglosar el análisis en los períodos de tiempo es posible apreciar sesgos evidentes de colecta. La especie *P. zarhynchus* fue registrada con mayor intensidad en los años 1990 a 1999 debido posiblemente al descubrimiento de un nuevo rango de distribución durante los años 90's (Horvath y Navarrete, 1997) lo que incrementó el acervo electrónico de registros de individuos de la especie. Las correlaciones encontradas en el período de 1980 al 2005 sugieren que las especies de distribución restringida pudieran ser candidatas para validar la hipótesis propuesta, siempre que sea haciendo una exclusión de los eventos extraordinarios en la historia de las colectas de dichas identidades taxonómicas.

La respuesta a este objetivo en particular es que es posible encontrar sesgos de diferente gravedad e índole que influyen significativamente los resultados obtenidos, los efectos de los tipos de colecta, los estándares de documentación y la influencia del periodo de colecta son efectos tangibles y de gran importancia para ser considerados en futuros análisis.

Conclusiones

En relación a los objetivos planteados las conclusiones son las siguientes:

1.- El aporte de las colecciones utilizadas en el estudio es de gran utilidad para la ejecución de este tipo de análisis, sin embargo es de gran importancia indagar en la historia de los datos a manejar con la finalidad de evitar sesgos que influyan los resultados del estudio, puesto que los datos en colecciones poseen innumerables sesgos que sin un tratamiento adecuado pueden dar resultados erróneos. La evidencia e influencia del sesgo en las colectas es innegable, los efectos de preferencias y métodos de obtención de datos son una problemática de importancia para poder efectuar este tipo de análisis con claridad, además los datos demuestran tener tendencias de colecta influenciadas por las diferentes épocas en los manejos de las colecciones, sin embargo los efectos de este hecho son variables que dependen de la especie y sus patrones naturales de distribución.

2.- La evidencia estadística sugiere que es posible que para algunas especies si existe una relación entre las abundancias presentes en las colecciones relacionada con los parámetros de favorabilidad de hábitat y por lo tanto con un posible vínculo entre las poblaciones naturales y el reflejo de su estatus en los acervos históricos de las colecciones, este hecho fue posible de constatar para las especies *Peromyscus furvus* y *Microtus quasiater* de distribuciones microaerales, sin embargo el compendio de datos históricos para el resto de las especies no reveló ninguna tendencia significativa .

3.- Es posible reconocer un patrón de colecta de las especies que posean características de selección de hábitat específicas Las especies con mayores rangos de distribución presentan los mayores sesgos, mientras que las especies con rangos medios parecen tener un cierto margen benéfico para el análisis aquí realizado. Esto probablemente debido a sus características de preferencia de hábitat es necesario realizar y promover el vínculo tecnológico entre las herramientas de predicciones de selección de hábitats idóneos

y a las técnicas utilizadas para coleccionar especímenes estudio por las diferentes instituciones que poseen ejemplares de estas especies, este hecho podría esclarecer las tendencias de abundancias en el medio silvestre beneficiando los acervos de especímenes en dichas colecciones.

4.- El desglose de datos por épocas detectó que es posible encontrar un patrón de abundancias en colectas para sitios de mayor favorabilidad con un mayor número de especies siendo *Heteromys desmarestianus*, *Microtus quasiater*, *Peromyscus furvus* y *Peromyscus zarhynchus* positivos en las correlaciones para diferentes tiempos. El periodo de 1980 a 2005 tuvo un mayor número de correlaciones positivas y también el mayor número de registros de todas las épocas,

Sin embargo este periodo también evidenció que existen sesgos que tienen mayor peso si no se realiza esta división.

5.- Es necesario realizar más análisis de este tipo, para determinar si el patrón sugerido es constante en las mismas circunstancias para otros grupos e identidades taxonómicas. Así mismo es altamente recomendable realizar un estudio de mayor amplitud incluyendo el uso de nuevas tecnologías de modelación y predicción de abundancias (Distancia al Centroides de Nicho) así como registros inéditos de las colecciones mencionadas, ya que no todos los datos existentes están disponibles en línea y los resultados obtenidos probablemente proveerían de un marco de investigación más robusto para corroborar con mayor certeza los resultados obtenidos.

Recomendaciones

Los estudios a largo plazo, de un gran número de décadas, son una posibilidad gracias a los acervos de colecciones existentes y brindan fascinantes avistamientos como el papel de reforzamiento de desplazamiento de caracteres en una radiación adaptativa y la especiación (Silvertown *et al.*, 2006, Grant y Grant 2006), las implicaciones en la determinación de abundancias proporcionan una mejor ventana de prospección hacia adaptaciones futuras en función del ambiente seleccionado.

Dentro de beneficios actuales también está el uso de ejemplares de colección para definir tendencias en genética de poblaciones (Ossa *et al.*, 2012), la abundancia de especímenes de una población en un sitio geográfico representa un tamaño de muestra de mayor confiabilidad para realizar estudios de esta índole, las colecciones estas se han convertido en la fuente de muchos estudios poblacionales en genética de la conservación que contrasta el pasado histórico con las poblaciones actuales (Wandeler *et al.*, 2007) lo que proporciona una oportunidad de gran importancia en el conocimiento de las perspectivas de la población para fines de investigación y conservación. El caso de las especies evaluadas en este estudio puede representar una ventaja frente a la incertidumbre del estado de sus poblaciones actuales y futuras pudiendo determinar a nivel macroambiental características que pudiesen determinar su abundancia o reducción a través de los años en diferentes espacios geográficos, sin embargo es necesario realizar un estudio de mayor profundidad y escala de tiempo para rectificar los hechos aquí encontrados.

Cabe señalar, que las colecciones científicas son un recurso natural no renovable por lo que respaldar su existencia tiene una importancia vital (López Vidal y Elizalde Arellano, 2012). En los últimos años las colecciones biológicas, particularmente aquellas asociadas a museos e instituciones académicas han enfrentado déficits presupuestarios y carencias en la inclusión de nuevos datos (Dalton, 2003) lo que ha forzado a la reducción de personal y reducido el soporte financiero para el trabajo de curación necesario para la sobrevivencia y utilidad de las colecciones, irónicamente la importancia de estas colecciones y su contribución a la sociedad se ha acrecentado en los últimos años (Suarez y Tsutsui, 2004). Las colecciones han demostrado poseer funcionalidad en el diagnóstico de cambios poblacionales morfológicos, de reproducción y abundancias de especímenes que se traduce en el conocimiento de pérdida de hábitat, invasiones biológicas y cambio climático global, incluso contaminación ambiental así como enfermedades emergentes (Hayes *et al.*, 2002) es necesario continuar con la recolección de especímenes que reflejen las condiciones actuales de las poblaciones existentes, en este caso de mamíferos pequeños. Es importante corroborar los resultados obtenidos con un estudio de validación en campo, ya que este hecho podría traducir en resultados tangibles las conclusiones aquí encontradas.

Así mismo el uso de nuevas herramientas para la evaluación de abundancias en el medio son herramientas de gran utilidad para complementar este tipo de estudios, la

aportación de la interpretación de abundancias por el análisis de Distancia al Centroide del Nicho (Yañez- Arenas *et al.*, 2014) puede ser una técnica útil para incrementar la certeza del presente análisis y comprobar un patrón para otras especies.

Para finalizar, la inserción de nuevos programas de ampliación de los acervos actuales de especímenes en colecciones e inclusión de nuevas localidades de colecta podría significar un beneficio en el conocimiento de nuestra diversidad actual y futura, se debe hacer hincapié en la asignación de nuevos programas de evaluación de abundancias y registros en el territorio nacional con la productiva y relativamente nueva ayuda de las herramientas tecnológicas para el conocimiento de las preferencias de distribución y abundancia de las especies.

Literatura citada

- Anderson, R. P., & González, I. 2011. Species-specific tuning increases robustness to sampling bias in models of species distributions: an implementation with Maxent. *Ecological Modelling*, 222(15), 2796-2811.
- Anderson, R., Lew, D. & Peterson, A. 2003. Evaluating predictive models of species' distributions: criteria for selecting optimal models. *Ecological Modelling*, 162, 211–232.
- Araujo, M. B., & Guisan, A. 2006. Five (or so) challenges for species distribution modelling. *Journal of biogeography*, 33(10), 1677-1688.
- Arellano, E., Rogers, D. S., & González-Cózatl, F. X. 2006. Sistemática molecular del género *Reithrodontomys* (Rodentia: Muridae). *Genética y mamíferos mexicanos: presente y futuro*, 27-35.
- Bellows, A. S., Pagels, J. F., & Mitchell, J. C. 2001. Macrohabitat and microhabitat affinities of small mammals in a fragmented landscape on the upper coastal plain of Virginia. *The American Midland Naturalist*, 146(2), 345-360.
- Brown, J.H. 1995. *Macroecology*. University of Chicago Press, Chicago
- Bowers, M. A., & Brown, J. H. 1982. Body Size and Coexistence in Desert Rodents: Chance or Community Structure?. *Ecology*, 63(2), 391-400.
- Ceballos, G., & Oliva, G. 2005. *Los mamíferos silvestres de México*. Fondo de Cultura Económica USA.
- Colla, S. R., Gadallah, F., Richardson, L., Wagner, D., & Gall, L. 2012. Assessing declines of North American bumble bees (*Bombus* spp.) using museum specimens. *Biodiversity and Conservation*, 21(14), 3585-3595.
- Cuervo-Robayo A. P., O. Téllez-Valdés, M. Gómez, C. Venegas-Barrera, J. Manjarrez y E. Martínez-Meyer. 2013. An update of high-resolution monthly climate surfaces for Mexico. *International Journal of Climatology*. Doi: 10.1002
- Dalton, R. 2003. Natural history collections in crisis as funding is slashed. *Nature*, 423(6940), 575-575.
- Dalquest, W.W. 1950. Records of mammals from the Mexican state of San Luis Potosi. *Occas. Papers Mus. Zool., Univ. Michigan*, 23:1-1
- Dawson, W. D. 2005. 13. Peromyscine Biogeography, Mexican Topography and Pleistocene Climatology. *Contribuciones mastozoológicas en homenaje a Bernardo Villa*, 145.

- Drew, J. 2011. The role of natural history institutions and bioinformatics in conservation biology. *Conservation Biology* 25:1250-1252
- Doyle, A. T. 1987. Microhabitat separation among sympatric microtines, *Clethrionomys californicus*, *Microtus oregoni* and *M. richardsoni*. *American Midland Naturalist*, 258-265.
- Espinosa, E., & Briones, M. 2006. Colecciones mastozoológicas de México. UNAM.
- Fisher, R. N., & Shaffer, H. B. 1996. The decline of amphibians in California's Great Central Valley. *Conservation biology*, 10(5), 1387-1397.
- Getz, L.L., 1985. Habitats. In: Tamarin, R.H. (Ed.), *Biology of NewWorld Microtus*. American Society of Mammalogists. Special Publication No. 8, pp. 286-309
- Guisan, A. & Thuiller, W. 2005 Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters*, 8, 993-1009
- Graham, C. H., S. Ferrier, F. Huettman, C. Moritz, & A. T. Peterson. 2004. New developments in museum-based informatics and applications in biodiversity analysis. *Trends in Ecology and Evolution* 19:497-503.
- Grant, P. R., & Grant, B. R. 2006. Evolution of character displacement in Darwin's finches. *science*, 313(5784), 224-226.
- González C. A, Rodríguez S. N. V & Marín G. G. 2012. Composición del ensamble de pequeños mamíferos del borde de un bosque mesófilo de montaña en Veracruz, Mexico. In: *Estudios sobre la Biología de Roedores Silvestres Mexicano*. (Cervantes-Reza, F. y C. Ballesteros-Barrera, eds). IB-UNAM, UAM-Ixtapalapa, México.
- Guevara-Chumacero, L. M., López-Wilchis, R., & Sánchez-Cordero, V. 2001. 105 años de investigación mastozoológica en México (1890-1995): una revisión de sus enfoques y tendencias. *Acta Zoológica Mexicana* 83, 35-72
- Hall, E. R., & Dalquest, W. W. 1963. The mammals of Veracruz. University of Kansas. *Pubis Mus. nat. Hist.* 14, 165-362.
- Hall, E. R., & Kelson, K. R. 1959. The mammals of North America. 2 vols. Ronald Press. New York
- Harris, D., & Rogers, D. S. 1999. Species limits and phylogenetic relationships among populations of *Peromyscus furvus*. *Journal of Mammalogy*, 530-544.
- Hayes T, Haston K, Tsui M, Hoang A, Haeffele C, Vonk A. 2002. Herbicides: Feminization of male frogs in the wild. *Nature* 419: 895-896.
- Horváth, A., & Navarrete, D. A. 1997. Ampliación del área de distribución de *Peromyscus zarhynchus* Merriam, 1898 (Rodentia: Muridae) *Revista mexicana de Mastozoología*. *Nueva Epoca*, 2(1) 122-125.

- Kadmon, R., Farber, O., & Danin, A. 2004. Effect of roadside bias on the accuracy of predictive maps produced by bioclimatic models. *Ecological Applications*, 14(2), 401-413.
- Keller, C. M. E., and J. T. Scallan. 1999. Potential roadside biases due to habitat changes along breeding bird survey routes. *Condor* 101:50–57
- Kearney, M., & Porter, W. 2009. Mechanistic niche modelling: combining physiological and spatial data to predict species' ranges. *Ecology letters*, 12(4), 334-350.
- Lobo, J. M., Jiménez-Valverde, A., & Real, R. 2008. AUC: a misleading measure of the performance of predictive distribution models. *Global ecology and Biogeography*, 17(2), 145-151.
- Loiselle, B. A., Howell, C. A., Graham, C. H., Goerck, J. M., Brooks, T., Smith, K. G., & Williams, P. H. 2003. Avoiding pitfalls of using species distribution models in conservation planning. *Conservation biology*, 17(6), 1591-1600.
- López Vidal y Elizalde Arellano J. 2006. *in* Lorenzo C., Espinosa, E., Briones, M y Cervantes F. 2006. Colecciones mastozoológicas de México. UNAM
- López-Wilchis, R., y Flores, J. W. T. 2005. Reproducción, preferencias alimenticias y dinámica poblacional, en un microtínido neotropical endémico de México: *Microtus quasiater* (Rodentia: Muridae). *Contribuciones mastozoológicas en homenaje a Bernardo Villa*, p 299.
- López-Wilchis, R., & Torres-Flores, J. W. 2007. Diet of the Jalapan pine vole (*Microtus quasiater*) in mature mountain cloud forest. *Journal of mammalogy*, 88(2), 515-518.
- Lorenzo C., Espinosa, E., Briones, M y Cervantes F. 2006. Colecciones mastozoológicas de México. UNAM
- Lorenzo-Monterrubio, C.; S.T. Alvarez-Castañeda; E. Arellano; J. Arroyo-Cabrales; J. Bolaños; M. Briones-Salas; F.A. Cervantes-Reza; J. Chablé-Santos; L. Corral; M. Cortéz; M. De_La_Paz-Cuevas; C. Elizalde-Arellano; E. Escobedo-Cabrera; E. Espinoza-Medinilla; E. Estrella; J.P. Gallo-Reynoso; D.F. García-Mendoza; H.A. Garza-Torres; A. González-Christen; F.X. González-Cózatl; R.M. González-Monroy; N. González-Ruiz; D. Guzmán; A.F. Guzmán; S.F. Hernández-Betancourt; Y. Hortelano-Moncada; L.I. Iñiguez; Arturo Jiménez-Guzmán; Y.N. Kantum; L. León-Paniagua; C. López-González; Juan Homero López-Soto; J.C. López-Vidal; N. Martin; J. Martínez-Vázquez; S.M.A. Mejenes-López; R. Muñiz-Martínez; José Antonio Niño-Ramírez; A. Núñez-Garduño; C. Pozo; J. Ramírez-Pulido; O.G. Retana; I. Ruan; C.I. Selem; J. Vargas y Miguel Angel Zúñiga-Ramos. 2012. Los mamíferos de México en las colecciones científicas de Norteamérica. *Therya*, 3(2): 239-262
- Martin, P.S., Harrell, B.E., 1957. The Pleistocene history of temperate biotas in México and eastern United States. *Ecology* 38, 468–480.

- Martinez-Meyer, E., Peterson, A. T., Servín, J. I., & Kiff, L. F. 2006. Ecological niche modelling and prioritizing areas for species reintroductions. *Oryx*, 40(04), 411-418.
- Martínez-Meyer, E., Díaz-Porras, D., Peterson, A. T., & Yáñez-Arenas, C. 2013. Ecological niche structure and rangewide abundance patterns of species. *Biology letters*, 9(1), 201-206.
- Martínez- Meyer E. & Sánchez- Cordero V. 2006. Uso de datos de colecciones mastozoológicas in Colecciones mastozoológicas de Mexico Lorenzo, C., Espinoza, E., Briones, M., & Cervantes, F. A. UNAM.
- Meier, R., & Dikow, T. 2004. Significance of specimen databases from taxonomic revisions for estimating and mapping the global species diversity of invertebrates and repatriating reliable specimen data. *Conservation Biology*, 18 (2), 478-488.
- McCarthy, M. A. 1998. Identifying declining and threatened species with museum data. *Biological Conservation* 83:9-17.
- Mccarthy, K. P., Rota, C. T., & Hutto, R. L. 2012. Predicting species distributions from samples collected along roadsides. *Conservation Biology*, 26(1), 68-77.
- Niemuth, N. D., A. L. Dahl, M. E. Estey, and C. R. Loesch. 2007. Representation of landcover along breeding bird survey routes in the northern plains. *Journal of Wildlife Management* 71:2258–2265.
- Newbold, T. 2010. Applications and limitations of museum data for conservation and ecology, with particular attention to species distribution models. *Progress in Physical Geography*. 34: 3-22.
- Nowak, R. M. 1999. Walker's Mammals of the World (Vol. 1). JHU Press.
- O'Connell, A.F., Gilbert, A.T. & Hatfield, J.S. 2004: Contribution of natural history collection data to biodiversity assessment in national parks. *Conservation Biology* 18, 1254.
- Oppel, S., Meirinho, A., Ramírez, I., Gardner, B., O'Connell, A., Miller, P.I., y Louzao, M .2012. Comparison of five modelling techniques to predict the spatial distribution and abundance of seabirds. *Biological Conservation*.
- Ossa, P. A., Giraldo, J. M., López, G. A., Dias, L. G., y Rivera, F. A. 2012. Colecciones Biológicas: una alternativa para los Estudios de Diversidad Genética. *Boletín Científico. Centro de Museos. Museo de Historia Natural. Colombia*. 16 (1): 143-155.
- Patterson, B.D. 2002. On the continuing need for scientific collecting of mammals. *Mastozoológia Neotropical* 9:253-262.
- Pearson, R. G., Raxworthy, C. J., Nakamura, M., & Townsend Peterson, A. 2007. Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of biogeography*, 34(1), 102-117.

- Pergams, O. R. W., & D. Nyberg. 2001. Museum collections of mammals corroborate the exceptional decline of prairie habitat in the Chicago region. *Journal of Mammalogy* 82:984-992.
- Petchey O. L. 2010. Maximum entropy in Ecology. *Oikos*. 19: 557
- Phillips, S. J., Anderson, R. P., & Schapire, R. E. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190, 231–259
- Peterson, A.T.; Papeş, M.; Eaton, M. 2007. Transferability and model evaluation in ecological niche modeling: A comparison of GARP and Maxent. *Ecography*. 30: 550-560.
- Ponder, W. F., Carter, G. A., Flemons, P., & Chapman, R. R. 2001. Evaluation of museum collection data for use in biodiversity assessment. *Conservation biology*, 15 (3), 648-657.
- Raes, N. & Ter Steege, H. 2007. A null-model for significance testing of presence-only species distribution models. *Ecography* 30, 727-736.
- Randin, C. F.; Engler, R.; Normand, S.; Zappa, M.; Zimmermann, N. E.; Pearman, P. B.; Vittoz, P.; Thuiller, W. & Guisan, A. 2009. Climate change and plant distribution: local models predict high elevation persistence. *Global Change Biology*. 15:6, 1557-1569
- Reutter, B. A., Helfer, V., Hirzel, A. H., & Vogel, P. 2003. Modelling habitat-suitability using museum collections: an example with three sympatric *Apodemus* species from the Alps. *Journal of Biogeography*, 30(4), 581-590.
- Riechers P. A. & De la Cruz A. F. Y. 2012. Roedores en áreas naturales protegidas de Chiapas depositados en la Colección Zoológica Regional Mammalia. In: Estudios sobre la Biología de Roedores Silvestres Mexicano. (Cervantes-Reza, F. y C. Ballesteros-Barrera, eds). IB-UNAM, UAM-Ixtapalapa, México.
- Rogers, D. S., & Skoy, J. A. 2011. *Peromyscus furvus* (Rodentia: Cricetidae). *Mammalian Species*, 43(888), 209-215.
- Rondinini, C., Wilson, K. A., Boitani, L., Grantham, H., & Possingham, H. P. 2006. Tradeoffs of different types of species occurrence data for use in systematic conservation planning. *Ecology letters*, 9(10), 1136-1145.
- Rodríguez, J. P., Brotons, L., Bustamante, J., & Seoane, J. 2007. The application of predictive modelling of species distribution to biodiversity conservation. *Diversity and Distributions*, 13(3), 243-251.
- Royle, J. A., Chandler, R. B., Yackulic, C., & Nichols, J. D. 2012. Likelihood analysis of species occurrence probability from presence-only data for modelling species distributions. *Methods in Ecology and Evolution*, 3(3), 545-554.
- Rowe, R. J. 2005. Elevational gradient analyses and the use of historical museum specimens: a cautionary tale. *Journal of Biogeography*, 32(11), 1883-1897.

- Roxburgh, S. H. & Mokany, K. 2010. On testing predictions of species relative abundance from maximum entropy optimisation. *Oikos* 119: 583-590.
- Sánchez-Cordero, V. 1993. Estudio poblacional de la rata espinosa *Heteromys desmarestianus* en la selva húmeda en Veracruz, México. *Avances en el estudio de los mamíferos de México. Publicaciones Especiales, Asociación Mexicana de Mastozoología*, 1, 301-316
- Sánchez-Cordero, V., & Martínez-Gallardo, R. 1998. Postdispersal fruit and seed removal by forest-dwelling rodents in a lowland rainforest in Mexico. *Journal of Tropical Ecology*, 14(02), 139-151.
- Sanchez-Cordero V., Martínez-Meyer E. 2000. Museum specimen data predict crop damage by tropical rodents, *PNAS* 97, 7074-7077.
- Shaffer, H. B., Fisher, R. N., & Davidson, C. 1998. The role of natural history collections in documenting species declines. *Trends in ecology & evolution*, 13(1), 27-30.
- Silvertown, J., M. Dodd, D. Gowing, C. Lawson, and K. McConway. 2006. Phylogeny and the hierarchical organization of plant diversity. *Ecology* 87:S39-S49.
- Stein, B. R., & Wiczorek, J. R. 2004. Mammals of the world: MaNIS as an example of data integration in a distributed network environment. *Biodiversity Informatics*, Vol 1.
- Soberón, J.M., Llorente, J.B. & Oñate, L. 2000: The use of specimen-label databases for conservation purposes: an example using Mexican Papilionid and Pierid butterflies. *Biodiversity and Conservation* 9, 1441–66.
- Soberón, J. 2007. Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. *Ecol. Lett.*, 10, 1115–1123.
- Soberón, J., & Peterson, A. T. 2005. Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. *Biodiversity Informatics*. 2, 1-10
- Suarez, A. V., & Tsutsui, N. D. 2004. The value of museum collections for research and society. *BioScience*, 54(1), 66-74.
- Tejeda-Cruz, C., K. Mehlreter, & V. J. Sosa. 2008. Indicadores, ecológicos multi-taxonómicos. *In Agroecosistemas cafetaleros de Veracruz: Biodiversidad, Manejo y Conservación*. R. H. Manson, V. Hernández-Ortiz, S. Gallina, and K. Mehlreter, (Eds.). Instituto Nacional de Ecología, Ciudad de México, México.
- Tingley, M. W., & Beissinger, S. R. 2009. Detecting range shifts from historical species occurrences: new perspectives on old data. *Trends in Ecology & Evolution*, 24(11), 625-633.
- Thuiller, W., Albert, C. H., Dubuis, A., Randin, C., & Guisan, A. 2010. Variation in habitat suitability does not always relate to variation in species' plant functional traits. *Biology Letters*, 6(1), 120-123.

- VanDerWal, J., Shoo, L. P., Johnson, C. N., & Williams, S. E. 2009. Abundance and the environmental niche: environmental suitability estimated from niche models predicts the upper limit of local abundance. *The American Naturalist*, 174(2), 282-291.
- Varela, S., Anderson, R. P., García-Valdés, R., & Fernández-González, F. 2014. Environmental filters reduce the effects of sampling bias and improve predictions of ecological niche models. *Ecography*, 37(11), 1084-1091.
- Wandeler, P., Hoeck, P. E., & Keller, L. F. 2007. Back to the future: museum specimens in population genetics. *Trends in Ecology & Evolution*, 22(12), 634-642.
- Wenger, S. J., & Olden, J. D. 2012). Assessing transferability of ecological models: an underappreciated aspect of statistical validation. *Methods in Ecology and Evolution*, 3(2), 260-267.
- Yañez-arenas, C. A., E. Martínez-Meyer, S. Mandujano, y 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.
- Yañez-Arenas, C., Guevara, R., Martínez-Meyer, E., Mandujano, S., & Lobo, J. M. (2014). Predicting species' abundances from occurrence data: Effects of sample size and bias. *Ecological Modelling*, 294, 36-41.
- Zimmermann, N. E.; Edwards, T. C.; Graham, C. H.; Pearman, P. & Svenning, J. C. 2010. New trends in species distribution modeling. *Ecography*, 33:985-989.

Anexo I.

Resultados de las especies no favorables para el análisis

Resultados Análisis general

Microtus oaxacensis

La especie fue registrada en 9 localidades del estado de Oaxaca con un total de 213 especímenes. Los registros más antiguos obtenidos datan del año de 1964 con 4 especímenes colectados en Santiago Comaltepec (2) e Ixtlán de Juárez (2). Los más recientes son 9 registros del año 2005, colectados en la localidad Santa María Pápalo.



Figura 11 Modelo de distribución potencial de *Microtus oaxacensis*

Pese a que un número importante de individuos fue registrado en las categorías de mejores condiciones probables de incidencia los modelos obtenidos, los análisis de correlación no revelan una tendencia, siendo nulo tanto el valor estadístico obtenido entre el número de especímenes y el tipo de hábitat preferencial ($P= 0.75$) como el valor entre el número de

localidades y dicho hábitat ($R = -0.4$; $P = 0.75$) (Tabla 8). La distribución de los datos fue corroborada con χ^2 ($P^2 = 0.001$) que reveló que la distribución de datos posee un resultado fidedigno y no hay ninguna tendencia comprobable.

Tabla 27 Frecuencias de *M. oaxacensis* entre categorías de ocurrencia, especímenes, localidades y número de kilómetros por categoría

Categoría	Individuos	Localidades	Km ²
0.105	2	2	2442930
0.211	0	0	17180
0.316	0	0	7729
0.421	0	0	3961
0.527	44	5	2585
0.632	30	3	1699
0.738	5	2	1052
0.843	115	7	520
0.948	1	1	148

Los resultados de estas correlaciones se representan como registros respecto a la favorabilidad del hábitat encontrado, el área de distribución de mayor favorabilidad de acuerdo al número de kilómetros que abarca no tuvo coincidencia con el mayor número de individuos

Tabla 28 Correlación de Spearman para *M. oaxacensis* de número de individuos y categoría de probabilidad (Ind/Categ), número de localidades y categoría de probabilidad (Loc/Categ), número de individuos para el número de km por categoría (Ind/km).

Spearman	Ind/Categ	Loc/Categ	Ind/km
R	-0.5085	-0.4597	-0.5085
P	0.1618	0.2125	0.1618

Heteromys desmarestianus

Los registros más antiguos que se reportan en las bases en línea datan de 1895 se componen de 10 registros en 3 localidades del estado de Chiapas, los más modernos datan del año 2005 y consisten en 8 registros pertenecientes a 2 localidades del mismo estado. Se contabilizó un total de 1238 registros únicos en total. Se presenta el mapa generado de su distribución potencial.



Figura 12. Modelo de distribución potencial para *Heteromys desmarestianus*

El modelo general de favorabilidad no represento ninguna tendencia entre el número de especímenes ($R= 0.316$; $P= 0.410$) ni localidades ($R= -0.1865$; $P= 0.643$), estos resultados fueron repetidos en el análisis de la distribución de kilómetros en cada categoría de favorabilidad con una correlación nula de tipo negativo. La distribución de los datos con la prueba de Pearson fue positiva y significativa ($P < 0.0001$) (Tabla 3)

Tabla 29 Correlación de Spearman entre número de individuos y categoría de probabilidad (Ind/Categ), número de localidades y categoría de probabilidad (Loc/Categ), número de individuos para el número de km por categoría (Ind/km).

Spearman	Ind/Categ	Loc/Categ	Ind/km
R	0.3167	0.1865	-0.3167
P	0.4101	0.6436	0.4101

Tabla 30 Frecuencias entre categorías de ocurrencia, especímenes, localidades y número de kilómetros por categoría

Categoría	Individuos	Localidades	km2
-----------	------------	-------------	-----

0.089	7	2	2289356
0.179	2	2	78490
0.268	5	3	31687
0.357	8	5	24871
0.446	11	7	22508
0.536	31	12	20057
0.625	77	17	16688
0.714	99	15	10057
0.803	50	10	2503

Peromyscus mexicanus

Esta especie es una de las identidades taxonómicas con prácticas de colecta más antiguas en comparación con el resto de los especímenes del estudio, sin embargo debido a diferentes factores que serán tratados posteriormente el acervo de la especie no representó las tendencias esperadas. Los ejemplares de fechas más antiguas de bases en línea datan de 1893 de dos localidades del estado de Puebla (2 individuos). Los ejemplares más recientes datan del año 2005 con 212 individuos de 31 localidades en 4 estados. Se obtuvieron un total de 6415 registros únicos en total.

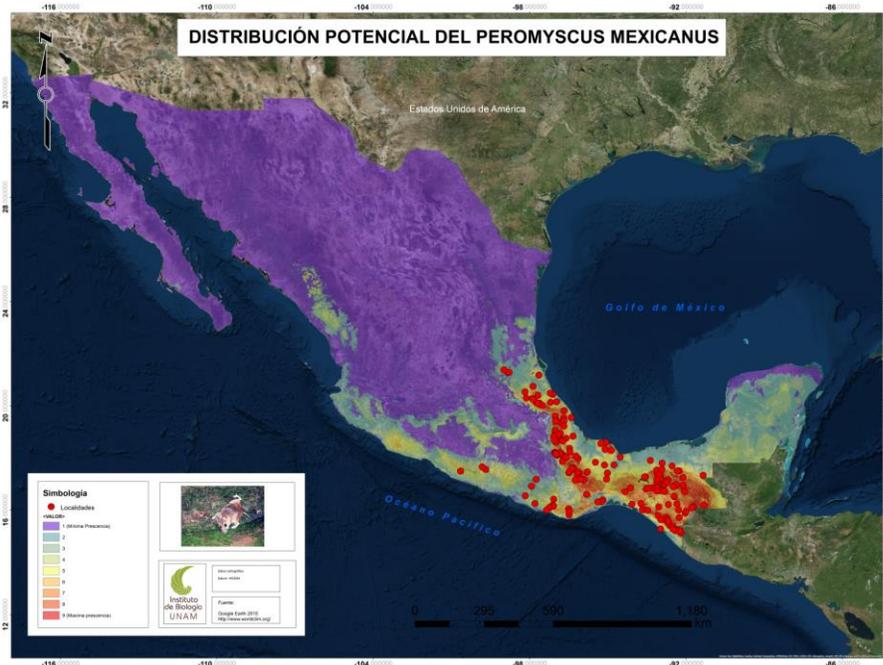


Figura 13. Modelo de distribución de *Peromyscus mexicanus*

El modelo general reveló que no existen tendencias significativas entre las categorías de favorabilidad de hábitat y el número de especímenes ($R= 0.3167$; $P= 0.4101$) y esta misma tendencia fue encontrada entre el número de localidades y las categorías de idoneidad del hábitat ($R= 0.3221$; $P= 0.3853$).

Tabla 31 Correlación de Spearman entre número de individuos y categoría de probabilidad (Ind/Categ), número de localidades y categoría de probabilidad (Loc/Categ), número de individuos para el número de km por categoría (Ind/km).

Spearman	Ind/Categ	Loc/Categ	Ind/km
R	0.3167	0.3221	-0.2667
P	0.4101	0.3853	0.4933

En cuanto al número de kilómetros por categoría de ocurrencia (Tabla 6) no se reveló ninguna tendencia significativa tanto en número de especímenes ($R= -0.2667$; $P= 0.4933$) como en número de localidades de colecta ($R= -0.3221$; $P= 0.3853$).

Tabla 32 Frecuencias entre categorías de ocurrencia, especímenes, localidades y número de kilómetros por categoría

Categoría	Individuos	Localidades	km2
-----------	------------	-------------	-----

0.093	62	5	2095895
0.185	265	14	143789
0.278	251	17	62751
0.371	196	17	44954
0.464	291	17	45806
0.556	1049	40	40763
0.649	935	41	29807
0.742	3182	32	13348
0.834	10	1	691

Peromyscus zarhynchus

Es una de las especies con resultados negativos por causa de sesgos en colecta que serán desglosados en la discusión, siendo este hecho reflejado en la construcción del análisis general. El modelo general de favorabilidad del hábitat según las condiciones ambientales no reveló ninguna tendencia significativa entre los registros y las categorías de probabilidad (especímenes; $P= 0.9$ y localidades; $P= 0.233$), tampoco entre el número de kilómetros distribuidos en cada categoría tanto en individuos ($R= -0.3$; $P= 0.683$) como en número de localidades ($R= 0.410$; $P= 0.5$). La prueba de X^2 en la distribución de los datos no fue significativa ($P= 0.51$).

Tabla 33 Correlación de Spearman para *P. Zarhynchus* entre número de individuos y categoría de probabilidad (Ind/Categ), número de localidades y categoría de probabilidad (Loc/Categ), número de individuos para el número de km por categoría (Ind/km).

Spearman	Ind/Categ	Loc/Categ	Ind/km
R	0.7	0.0513	-0.3
P	0.2333	0.95	0.6833

El mayor número de localidades se encontró fuera de los rangos seleccionados de mayor idoneidad de hábitat, obteniendo una correlación negativa ($R= -0.1$) no significativa ($P= 0.95$), así mismo en el arreglo espacial el mayor número de localidades se ubicó fuera de los

kilómetros seleccionados como los de posible mayor preferencia. El número de especímenes en relación al hábitat no fue concluyente en una tendencia ($R= 0.3591$) con poca significatividad estadística ($P= 0.516$).

Tabla 34 Frecuencias entre categorías de ocurrencia, especímenes, localidades y número de kilómetros por categoría

Categoría	Individuos	Localidades	Km2
0.09	3	3	2458058
0.18	0	0	7132
0.27	0	0	4064
0.36	0	0	2775
0.45	6	1	1732
0.54	360	5	1408
0.63	2313	11	1872
0.72	126	1	725
0.81	0	0	38

Resultados Análisis por Épocas

Periodo 1895-1950

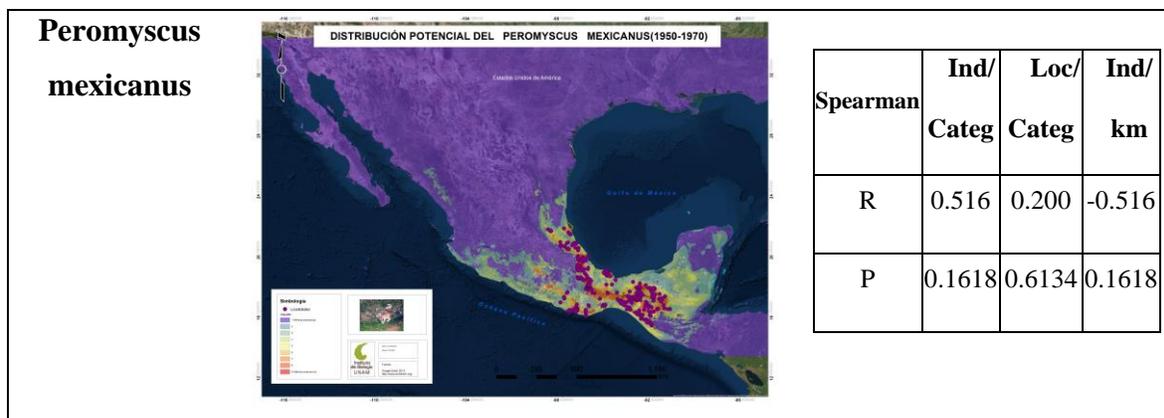
Tabla 35. Modelos y correlaciones de especies sin resultados positivos para el análisis

Especie	Modelo de distribución por especie	Correlaciones												
Microtus quasiater		<table border="1"> <thead> <tr> <th>Spearman</th> <th>Ind/ Categ</th> <th>Loc/ Categ</th> <th>Ind/ km</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>R</td> <td>0.4</td> <td>-0.3162</td> <td>-0.4</td> </tr> <tr> <td>P</td> <td>0.75</td> <td>0.75</td> <td>0.75</td> </tr> </tbody> </table>	Spearman	Ind/ Categ	Loc/ Categ	Ind/ km	R	0.4	-0.3162	-0.4	P	0.75	0.75	0.75
Spearman	Ind/ Categ	Loc/ Categ	Ind/ km											
R	0.4	-0.3162	-0.4											
P	0.75	0.75	0.75											
Peromyscus furvus		<table border="1"> <thead> <tr> <th>Spearman</th> <th>Ind/ Categ</th> <th>Loc/ Categ</th> <th>Ind/ km</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>R</td> <td>0.3</td> <td>0.8944</td> <td>-0.5</td> </tr> <tr> <td>P</td> <td>0.6833</td> <td>0.0833</td> <td>0.45</td> </tr> </tbody> </table>	Spearman	Ind/ Categ	Loc/ Categ	Ind/ km	R	0.3	0.8944	-0.5	P	0.6833	0.0833	0.45
Spearman	Ind/ Categ	Loc/ Categ	Ind/ km											
R	0.3	0.8944	-0.5											
P	0.6833	0.0833	0.45											
Peromyscus mexicanus		<table border="1"> <thead> <tr> <th>Spearman</th> <th>Ind/ Categ</th> <th>Loc/ Categ</th> <th>Ind/ km</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>R</td> <td>-0.3933</td> <td>-0.3347</td> <td>0.4686</td> </tr> <tr> <td>P</td> <td>0.2912</td> <td>0.3853</td> <td>0.2125</td> </tr> </tbody> </table>	Spearman	Ind/ Categ	Loc/ Categ	Ind/ km	R	-0.3933	-0.3347	0.4686	P	0.2912	0.3853	0.2125
Spearman	Ind/ Categ	Loc/ Categ	Ind/ km											
R	-0.3933	-0.3347	0.4686											
P	0.2912	0.3853	0.2125											

La distribución de frecuencias no demuestra poseer ninguna correlación o tendencia dentro de los parámetros buscados.

Tabla 36. Modelos de distribución y correlaciones de especies no favorables para el análisis (1950-1979)

Especie	Modelo de distribución	Correlaciones												
<p>Microtus oaxacensis</p>		<table border="1"> <thead> <tr> <th data-bbox="1032 474 1138 600">Spearman</th> <th data-bbox="1138 474 1219 600">Ind/ Categ</th> <th data-bbox="1219 474 1300 600">Loc/ Categ</th> <th data-bbox="1300 474 1377 600">Ind/ km</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td data-bbox="1032 600 1138 674">R</td> <td data-bbox="1138 600 1219 674">-0.428</td> <td data-bbox="1219 600 1300 674">-0.207</td> <td data-bbox="1300 600 1377 674">0.428</td> </tr> <tr> <td data-bbox="1032 674 1138 747">P</td> <td data-bbox="1138 674 1219 747">0.4194</td> <td data-bbox="1219 674 1300 747">0.7139</td> <td data-bbox="1300 674 1377 747">0.4194</td> </tr> </tbody> </table>	Spearman	Ind/ Categ	Loc/ Categ	Ind/ km	R	-0.428	-0.207	0.428	P	0.4194	0.7139	0.4194
Spearman	Ind/ Categ	Loc/ Categ	Ind/ km											
R	-0.428	-0.207	0.428											
P	0.4194	0.7139	0.4194											
<p>Microtus quasiater</p>		<table border="1"> <thead> <tr> <th data-bbox="1032 884 1138 1010">Spearman</th> <th data-bbox="1138 884 1219 1010">Ind/ Categ</th> <th data-bbox="1219 884 1300 1010">Loc/ Categ</th> <th data-bbox="1300 884 1377 1010">Ind/ km</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td data-bbox="1032 1010 1138 1125">R</td> <td data-bbox="1138 1010 1219 1125">0.1964</td> <td data-bbox="1219 1010 1300 1125">0.698</td> <td data-bbox="1300 1010 1377 1125">- 0.164</td> </tr> <tr> <td data-bbox="1032 1125 1138 1241">P</td> <td data-bbox="1138 1125 1219 1241">0.664</td> <td data-bbox="1219 1125 1300 1241">0.576</td> <td data-bbox="1300 1125 1377 1241">0.66 8</td> </tr> </tbody> </table>	Spearman	Ind/ Categ	Loc/ Categ	Ind/ km	R	0.1964	0.698	- 0.164	P	0.664	0.576	0.66 8
Spearman	Ind/ Categ	Loc/ Categ	Ind/ km											
R	0.1964	0.698	- 0.164											
P	0.664	0.576	0.66 8											
<p>Peromyscus fervus</p>		<table border="1"> <thead> <tr> <th data-bbox="1032 1304 1138 1430">Spearman</th> <th data-bbox="1138 1304 1219 1430">Ind/ Categ</th> <th data-bbox="1219 1304 1300 1430">Loc/ Categ</th> <th data-bbox="1300 1304 1377 1430">Ind/ km</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td data-bbox="1032 1430 1138 1545">R</td> <td data-bbox="1138 1430 1219 1545">-0.108</td> <td data-bbox="1219 1430 1300 1545">-0.077</td> <td data-bbox="1300 1430 1377 1545">0.1081</td> </tr> <tr> <td data-bbox="1032 1545 1138 1661">P</td> <td data-bbox="1138 1545 1219 1661">0.839</td> <td data-bbox="1219 1545 1300 1661">0.9063</td> <td data-bbox="1300 1545 1377 1661">0.8397</td> </tr> </tbody> </table>	Spearman	Ind/ Categ	Loc/ Categ	Ind/ km	R	-0.108	-0.077	0.1081	P	0.839	0.9063	0.8397
Spearman	Ind/ Categ	Loc/ Categ	Ind/ km											
R	-0.108	-0.077	0.1081											
P	0.839	0.9063	0.8397											



Es importante señalar que las coincidencias en los tipos de vegetación descritos no demuestran una tendencia específica en las preferencias de hábitat de las especies *Microtus oaxacensis* y *Peromyscus mexicanus* no siendo así en los individuos de *Microtus quasiater* y *Peromyscus furvus* con preferencias por hábitats específicos marcados en el cúmulo distintivo de registros para un tipo de vegetación. Dicha información se presenta en las tablas siguientes

Preferencias de tipo de vegetación para *Microtus oaxacensis*

Tabla 37. Preferencia de tipo de vegetación para *Microtus oaxacensis* (1950-1979)

Uso de suelo	Individuos	Categoría de favorabilidad	Localidades
Áreas Perturbadas	14	4,6	1
Bosque de Coníferas y Latifoliadas	13	7,9	2
Bosque de Latifoliadas	4	4,7,8	2
Bosque Fragmentado	13	5	2
Selva Alta y Mediana	16	5,7,8	2

Preferencias de tipo de vegetación de *Microtus quasiater*

Tabla 38. Preferencia de vegetación para *Microtus quasiater* (1950-1979)

Uso de suelo	Individuos	Categoría de favorabilidad	Localidades
Bosque de Coníferas y Latifoliadas	13	1,8	2
Bosque de Latifoliadas	14	8	1
Selva Alta y Mediana	17	2	1
Usos no Forestales	110	1,3,4,6,7,8,9	13

Preferencias de tipo de vegetación de *Peromyscus furvus*

Tabla 39. Preferencia de tipos de vegetación para *Peromyscus furvus* (1950-1979)

Uso de suelo	Individuos	Categoría de favorabilidad	Localidades
Áreas Perturbadas	33	8	2
Bosque de Coníferas y Latifoliadas	4	8	1
Bosque de Latifoliadas	33	3,4,5,9	2
Usos no Forestales	115	3,6,7,8	7

Preferencias de tipo de vegetación de *Peromyscus mexicanus*

Tabla 40. Preferencia de tipos de vegetación para *Peromyscus mexicanus* (1950 – 1979)

Uso de suelo	Individuos	Categoría de favorabilidad	Localidades
Áreas Perturbadas	347	1,2,3,4,5,6,7,8,9	42

Bosque de Coníferas	48	3,4,6,8	4
Bosque de Coníferas y Latifoliadas	77	1,2,4,5,6,7,8	13
Bosque de Latifoliadas	241	1,2,3,4,5,6,7,8	29
Bosque Fragmentado	97	2,5,6,7,8	12
Matorrales y otros tipos de vegetación	11	2,6,7	3
Selva Alta y Mediana	226	2,3,4,6,7,8	17
Selva Baja	6	4,5,7	3
Selva fragmentada	194	2,3,4,5,6,7,8,9	18
Usos no Forestales	497	1,2,3,4,5,6,7,8,9	82

Tabla 41. Modelos de distribución y correlaciones de especies sin resultados positivos para el análisis (1980-2005)

Especie	Modelo de distribución	Correlaciones												
Microtus oaxacensis		<table border="1"> <thead> <tr> <th>Spearman</th> <th>Ind/ Categ</th> <th>Loc/ Categ</th> <th>Ind/ km</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>R</td> <td>0.6</td> <td>0.9</td> <td>-0.7</td> </tr> <tr> <td>P</td> <td>0.35</td> <td>0.0167</td> <td>0.2333</td> </tr> </tbody> </table>	Spearman	Ind/ Categ	Loc/ Categ	Ind/ km	R	0.6	0.9	-0.7	P	0.35	0.0167	0.2333
Spearman	Ind/ Categ	Loc/ Categ	Ind/ km											
R	0.6	0.9	-0.7											
P	0.35	0.0167	0.2333											
Peromyscus mexicanus		<table border="1"> <thead> <tr> <th>Spearman</th> <th>Ind/ Categ</th> <th>Loc/ Categ</th> <th>Ind/ km</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>R</td> <td>0.3167</td> <td>0.3167</td> <td>-</td> </tr> <tr> <td>P</td> <td>0.4101</td> <td>0.4101</td> <td>0.463</td> </tr> </tbody> </table>	Spearman	Ind/ Categ	Loc/ Categ	Ind/ km	R	0.3167	0.3167	-	P	0.4101	0.4101	0.463
Spearman	Ind/ Categ	Loc/ Categ	Ind/ km											
R	0.3167	0.3167	-											
P	0.4101	0.4101	0.463											

Los análisis del tipo de vegetación para cada especie revelan algunas preferencias para el tipo de vegetación siendo los sitios con cobertura forestal definida los de mayores registros.

Preferencia de tipos de hábitat para *Microtus oaxacensis*

Tabla 42. Preferencia de Tipos de vegetación para *Microtus oaxacensis*

Uso de suelo	Individuos	Categorías de favorabilidad	Localidades
Agricultura de Riego	1	1	1
Bosque de Pino-Encino	19	6,8,9	4

Bosque Mesofilo de Montana	99	6,7,8,9	5
Selva Alta Perennifolia	31	1,2	1

Preferencia de tipos de hábitat para *Peromyscus mexicanus*

Tabla 43. Preferencia del tipo de vegetación por *Peromyscus mexicanus*.

<i>Peromyscus mexicanus</i>			
Uso de suelo	Indiv.	Cat. de fav.	Loc.
Agricultura de Riego	7	4,5	1
Agricultura de Temporal	276	1,2,4,5,6,7,8,9	36
Agricultura de Temporal, Pastizal cultivado	13	3,4,7	5
Agricultura de Temporal, Pastizal inducido	94	6,7	3
Agricultura de Temporal, Vegetación secundaria de Selva Alta Perennifolia	153	1,7,8	6
Agricultura de Temporal, Vegetación secundaria de Selva Mediana Subperennifolia	9	7,8	1
Área Urbana	16	1,5,6,7,8	12
Bosque de Encino	28	2,3,5,6,7,8	9
Bosque de Encino-Pino	13	1,5,6,7,8	4
Bosque de Galería	719	6,7	2
Bosque de Pino	54	4,6,7	9
Bosque de Pino-Encino	94	1,3,4,5,6,7,8	19
Bosque Mesofilo de Montana	1023	1,2,3,4,5,6,7,8,9	41
Cuerpo de Agua Perenne interior	10	3,4,5,6,7	4
Manglar	12	3,6,7	2
Pastizal Cultivado	321	1,3,4,5,6,7,8,9	32
Pastizal Inducido	63	4,6,8	3
Pastizal Cultivado, Agricultura de Temporal	1	3	1
Pastizal Cultivado, Vegetación secundaria de Selva Alta Perennifolia	60	6,7	3
Pastizal Cultivado, Vegetación secundaria de Selva Baja Caducifolia	5	7	1
Pastizal Inducido, Agricultura de Temporal	1	1	1
Sabana	12	7	1
Selva Alta Perennifolia	551	1,4,5,6,7,8	25
Selva Baja Caducifolia	18	1,5,6,7,8,9	6
Selva Mediana Subcaducifolia	1	4	1
Selva Mediana Subperennifolia	191	4,5,6,7,8	5

Vegetación de Dunas Costeras	6	5	1
Vegetación secundaria de Selva Alta Perennifolia, Agricultura de Temporal	7	2,4	2
Vegetación secundaria de Selva Alta Perennifolia, Pastizal Cultivado	12	4,6,7,8	2
Vegetación secundaria de Selva Baja Caducifolia, Pastizal Inducido	72	2,7,8	10
Vegetación secundaria de Selva Mediana Subcaducifolia, Pastizal Inducido	2	4	1
Vegetación secundaria de Selva Mediana Subperennifolia, Agricultura de Temporal	4	3,4	4