



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA DE MÉXICO
FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES ZARAGOZA

**“Riqueza y densidad de roedores en condiciones
postincendio en un bosque de piñón-junípero”**

TESIS

QUE PARA OBTENER EL TITULO DE:

BIOLOGO

PRESENTA:

Gabriel Alejandro Hernandez Vallecillo

DIRECTORA DE TESIS:

Dra. Zamira Anahí Ávila Valle

ASESOR INTERNO:

Dr. Efraín Reyes Ángeles Cervantes

Proyecto PAPIIT IN221614



Ciudad de México, Septiembre 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.

Agradecimientos

Primeramente quiero agradecer a la Universidad Nacional Autónoma de México por permitirme conocer el mundo de la ciencia y el conocimiento.

Al Programa de Apoyo a Proyectos de Investigación e Innovación Tecnológica (PAPIIT) de la UNAM IN221614 por otorgarme la beca para la realización de esta tesis.

A la Facultad de Estudios Superiores Zaragoza y a la carrera de biología por permitirme cursar mis estudios universitarios, conocer tantos y tan maravillosos lugares de México y concluir mi formación académica.

A mis padres Rosa Isela Vallecillo Muñoz y Alejandro Hernandez Ramirez, por siempre estar a mi lado, por ser a su vez mis hermanos y compañeros de vida, por el increíble esfuerzo y apoyo que me han brindado durante todo este tiempo.

A Sandra Monserrat Barragan Maravilla, por ser mi compañera de vida durante ya casi un tercio de mi vida, por los increíbles e inolvidables momentos, aventuras, locuras, tristezas, pero sobre todo risas y felicidad, muchas gracias.

Le agradezco muy sinceramente al Dr. Efraín Reyes Ángeles Cervantes, en primer lugar por su amistad y confianza, así como por su apoyo no solo en mi formación académica sino también en mi realización personal y por tantos y tan divertidos momentos.

Agradezco a toda la familia Ángeles y a la Familia Cervantes de San Miguel Tlazintla, quienes más que un estudiante me trataron como un gran amigo y uno más de su familia.

A la Dra. Zamira Anahí Ávila Valle, quien me adentro en el mundo de los mamíferos y que me brindó su apoyo incondicional desde el momento en que la conocí.

A la Dra. Livia León Paniagua y al Museo de Zoología de la Facultad de Ciencias, UNAM, por haberme proporcionado el material de campo (Trampas Sherman) así como el tiempo y ayuda que me brindaron todos en el cubículo de mastozoología.

A mis sinodales, la Dra. Bertha Peña Mendoza, al M. en C. Alberto Méndez Méndez y al M. en C. Uri Omar García Vázquez, por su tiempo, colaboración y recomendaciones para la mejora de este trabajo.

A mis amigos de toda la carrera, Carlos Alberto Toral Muñoz, Pedro Miguel Ángel Martínez Alvarado, que desde el primer semestre tengo la dicha y fortuna de conocerlos

A los compañeros de campo y amigos de laboratorio Sandra Mariana Marín, Maleny Orozco, Mariana Chávez, Sergio Einar Revueltas, Eduardo Pompa, Judith Aviña, Belem Juárez, Jessica Martínez, Javier Mirón, Juan Carlos Páez, Emma Hernández, Abigail Estañol y Katherine Cárdenas quienes me brindaron su apoyo en campo y con quienes pase muy agradables momentos.

*A mis padres
Rosa Isela Vallecillo Muñoz
Alejandro Hernández Ramírez*

Les dedico esta tesis a ellos, quienes han dado razón a mi vida y me han enseñado a disfrutarla, por brindarme su apoyo incondicional, por sus sabios consejos y por creer siempre en mí, dándome ejemplo de superación, humildad y sacrificio, enseñándome a valorar todo lo que tengo, y por darme lo más importante que tengo, mi familia.

CONTENIDO

	Pagina
CONTENIDO DE CUADROS	vi
CONTENIDO DE FIGURAS	vii
RESUMEN	1
1. INTRODUCCIÓN	3
2. MARCO TEORICO	4
2.1 Características de los roedores.....	4
2.2 Importancia de los roedores.....	4
2.3 Principales especies de roedores en los bosques de coníferas de México ...	5
2.4 Factores que afectan la riqueza y densidad de roedores.....	7
2.5 Efectos de los incendios sobre los roedores.....	8
2.6 Estudios faunísticos en Hidalgo.....	9
2.7 Diversidad biológica.....	9
2.7.1 Riqueza de especies.....	9
2.8 Medición de la diversidad.....	10
2.9 Población.....	11
2.10 Medición de la densidad poblacional.....	11
3. JUSTIFICACIÓN	13
Preguntas de investigación.....	13
4. OBJETIVOS	14
General.....	14
Particulares.....	14
5. ZONA DE ESTUDIO	15
5.1 Clima.....	16
5.2 Edafología.....	16
5.3 Vegetación.....	16

6. MATERIAL Y METODO	18
6.1 Delimitación de las zonas de estudio	18
6.2 Muestreo	20
6.3 Determinación taxonómica	21
6.4 Riqueza	22
6.5 Densidad	22
6.6 Efecto de los incendios sobre los roedores.....	23
7. RESULTADOS	24
7.1 Riqueza de roedores en bosque de piñón-junípero	24
7.1.1 Estimación de la riqueza máxima de roedores en bosque de piñón- junípero.....	25
7.1.2 Riqueza de roedores en bosque afectado (BA) y bosque no afectado por incendio (BNA).....	26
7.2 Densidad de roedores en bosque afectado (BA) y bosque no afectado por incendio (BNA)	27
7.2.1 Densidad de <i>Sigmodon leucotis</i> y <i>Peromyscus gratus</i>	27
7.2.2 Densidad de <i>Peromyscus difficilis</i>	27
7.2.3 Densidad de <i>Heteromys irroratus</i>	29
7.3 Variación de la densidad de roedores.....	30
7.3.1 <i>Peromyscus difficilis</i>	30
7.3.2 <i>Heteromys irroratus</i>	32
8. DISCUSIÓN	34
8.1 Riqueza de roedores en un bosque de piñón-junípero.....	34
8.1.1 Efecto de los incendios sobre la riqueza de roedores	35
8.2 Efecto de los incendios forestales sobre la densidad de roedores.....	36
8.2.1 Densidad de <i>Peromyscus difficilis</i>	36
8.2.2 Densidad de <i>Heteromys irroratus</i>	38
8.3 Importancia de los roedores en zonas postincendio	39
9. CONCLUSIONES	41
10. LITERATURA CITADA	42

CONTENIDO DE CUADROS

	Pagina
Cuadro 1. Riqueza de Roedores en diferentes tipos de vegetación	6
Cuadro 2. Coordenadas y altitud de los puntos de muestreo de BA y BNA	20
Cuadro 3. Roedores de un bosque de piñón-junípero Cardonal, Hidalgo, estado de conservación, endemismo, diversidad taxonómica y distribución geográfica... 24	
Cuadro 4. Individuos capturados de <i>Peromyscus difficilis</i> , en bosques afectados y no afectados por incendios en Cardonal, Hidalgo.	27
Cuadro 5. Individuos capturados de <i>Heteromys irroratus</i> , en bosques afectados y no afectados por incendios en Cardonal, Hidalgo.	29
Cuadro 6. Densidad (individuos·ha ⁻¹) de <i>Peromyscus difficilis</i> , en bosques afectados y no afectados por incendios en Cardonal, Hidalgo.	30
Cuadro 7. Densidad (individuos·ha ⁻¹) de <i>Heteromys irroratus</i> , en bosques afectados y no afectados por incendios en Cardonal, Hidalgo.	32
Cuadro 8. Riqueza de roedores en Cardonal, en diferentes lugares y tipos de vegetación.	34
Cuadro 9. Especies de roedores por sitio de muestreo, en el cerro de la Soledad, Cardonal, Hidalgo.	35

CONTENIDO DE FIGURAS

	Pagina
Figura 1. Zona de estudio, cerro de la Soledad, municipio de Cardonal, Hidalgo.	15
Figura 2. Zonas de Bosque Afectado (BA)	18
Figura 3. Zonas de Bosque No Afectado (BNA)	19
Figura 4. Muestreo de roedores con trampas Sherman.....	21
Figura 5. Área efectiva de muestreo.....	23
Figura 6. Curva de acumulación de especies y estimadores de la riqueza de roedores de Bosque de piñón-junípero (RRPJ), con programa EstimatesSwin910.	25
Figura 7. Riqueza de roedores por sitios de muestreo, en bosques de piñon afectados y no afectados por incendios en Cardonal, Hidalgo. BNA= Bosque No Afectado, BA= Bosque Afectado por incendio.....	26
Figura 8. Densidad promedio de <i>Peromyscus difficilis</i> en bosques de pino piñonero no afectados y afectados por incendios, en Cardonal, Hidalgo.....	28
Figura 10. Variación de la densidad de roedores <i>Peromyscus difficilis</i> (ind*·ha- .	31
Figura 11. Variación de la densidad de roedores <i>Heteromys irroratus</i> (ind·ha ⁻¹) en bosques no afectados y afectados por incendios, en Cardonal Hidalgo.....	33
Figura 12. Comederos localizados en zonas de bosque afectado por incendio (BA), en Cardonal, Hidalgo.	39

RESUMEN

Los cambios en la estructura y composición de la vegetación ocasionados por incendios pueden influir en gran medida en la presencia y riqueza de especies de roedores. Sin embargo se desconocen los efectos a mediano y largo plazo sobre la fauna en bosques afectados, principalmente sobre mamíferos pequeños. Los roedores, tienen importancia ecológica al ser base de las cadenas tróficas de los ecosistemas y como dispersores de semillas para la regeneración de los bosques. Por lo que el objetivo de este estudio, fue evaluar la riqueza y densidad de roedores presentes en zonas de bosque afectado (BA) y no afectado por incendio (BNA) en un bosque de piñón-junípero (*Pinus cembroides-Juniperus fláccida*), ubicado en el cerro "La Soledad", en el municipio de Cardonal, Hidalgo. En 9 salidas a campo (de marzo a noviembre de 2015), se colocaron en total 532 trampas Sherman, cubriendo un área total de 2.793 hectáreas. En total 79 organismos fueron colectados, con lo cual se estimó la riqueza máxima utilizando el programa EstimatesSwin910; además se calculó la densidad de roedores de cada especie en $\text{ind}\cdot\text{ha}^{-1}$ (en época de lluvias y secas).

Los resultados muestran una riqueza de cuatro especies de roedores en BNA (*Heteromys irroratus*, *Peromyscus difficilis*, *Peromyscus gratus* y *Sigmodon leucotis*) y dos especies en BA (*Heteromys irroratus* y *Peromyscus difficilis*), lo que indica que los incendios disminuyen la riqueza de roedores en un 50%. La densidad de *Peromyscus difficilis* en promedio fue de $16 \text{ ind}\cdot\text{ha}^{-1}$ en BNA, mientras que en BA se registró una densidad promedio de $41 \text{ ind}\cdot\text{ha}^{-1}$, *Heteromys irroratus* registro un $\text{ind}\cdot\text{ha}^{-1}$ en BNA y tres $\text{ind}\cdot\text{ha}^{-1}$ en BA. *Sigmodon leucotis* y *Peromyscus gratus* solo fueron registradas una vez en BNA por lo que su densidad se considera muy baja en estos bosques. *Heteromys irroratus* y *Peromyscus difficilis* tienen la posibilidad de desplazarse sin restricción entre las zonas afectadas y no afectadas por incendios, ya que se adaptaron a las nuevas condiciones originadas por el fuego principalmente el cambio en la estructura y composición de la vegetación en los bosque de pinón-junípero. Los incendios presentan una condición dual para los roedores en estos bosques, ya que limitan la distribución de *Sigmodon leucotis* y *Peromyscus gratus*, pero aumentan tres

veces la densidad de *Peromyscus difficilis* esto debido a la versatilidad que presenta en su dieta; *Heteromys irroratus* y *Peromyscus difficilis* podrían influir en la posible recuperación del ecosistema esto al realizar el consumo y dispersión de piñones hacia las zonas afectadas por incendios, así como atraer a sus depredadores potenciales.

Palabras clave: incendios, riqueza, roedores, bosque piñón-junípero, densidad.

1. INTRODUCCIÓN

Los roedores abarcan aproximadamente el 45 % de la diversidad de mamíferos de México y conforman la gran mayoría de los taxones endémicos del país (Fa y Morales, 1993; Ceballos *et al.*, 2002). De acuerdo con los estudios realizados por Mejenes-López (2010), el estado de Hidalgo ocupa el quinto lugar a nivel nacional en cuanto a riqueza de mamíferos; el orden Rodentia representó el 30.5% de los mamíferos con 47 especies.

Los bosques de piñón-junípero ocupan grandes extensiones del territorio nacional y son importantes porque sus semillas son de alto valor comercial y ecológico. En febrero del 2011, ocurrieron incendios en bosques de piñón-junípero en el municipio de Cardonal, Hidalgo que afectaron la estructura y composición vegetal y se desconoce el efecto de los incendios sobre la comunidad de roedores, por lo que surgen las siguientes interrogantes: ¿Cuál es la riqueza y densidad de roedores en bosques de piñón-junípero?, ¿Los incendios generan condiciones que influyen en la riqueza y la densidad de especies de roedores presentes en un bosque?

La respuesta a estas interrogantes permitirán conocer que especies son favorecidas por disturbios, cuales inciden en la red trófica e incluso en la generación de plagas; por otra parte reconocer que especies pueden ser sensibles a los incendios y su papel en la disminución de la riqueza de depredadores, lo que permitirá establecer estrategias de manejo de incendios forestales.

Ante el posible aumento de incendios forestales generados por el cambio climático y el potencial riesgo que representaría un incremento en la densidad de roedores para los cultivos y los habitantes de zonas semiáridas, es necesario realizar estas investigaciones.

2. MARCO TEORICO

2.1 Características de los roedores

El orden Rodentia (roedores) posee la mayor cantidad de especies dentro de los mamíferos. MacDonald (2002) menciona que el orden lo componen 28 familias, 431 géneros y cerca de 2,000 especies, mientras que para Carleton (2005) abarca 2277 especies, que equivalen aproximadamente al 42% de la biodiversidad de mamíferos en todo el mundo.

Los roedores son organismos muy adaptables y están representados en casi todos los hábitats terrestres a excepción de la región Antártica. Su área de distribución se extiende desde el nivel del mar hasta grandes alturas en montañas. La mayoría son terrestres aunque también los hay de hábitos arborícolas y fosoriales. Algunos están adaptados a una existencia semiacuática (Villa y Cervantes, 2003).

Todos los roedores poseen un par de incisivos en forma de cincel, los cuales son de crecimiento constante. La punta de cada incisivo se va rebajando gradualmente por desgaste en el corte de materiales duros, pero el crecimiento permanente en la base continúa para proyectar el diente hacia afuera (Villa y Cervantes, 2003).

2.2 Importancia de los roedores

Existe un papel ecológico clave en las interacciones planta-roedor, por lo cual se ha estudiado su influencia sobre la estructura y fisonomía de la vegetación, así como su relación con la heterogeneidad de los hábitats (Bowers y Dooley, 1991; Danielson, 1991). Estas tres variables a su vez determinan la diversidad y abundancia de estos mamíferos. Se ha documentado que algunas especies de roedores son vulnerables a los diferentes cambios en el ambiente (Romero *et al.*, 2000) y a la calidad del hábitat (Hernández-Huerta, 1994), por lo que pueden hacer uso diferencial de las comunidades vegetales (Hernández *et al.*, 2005), o incluso verse afectados por los efectos de fragmentación.

Se ha detectado que la cobertura vegetal es uno de los factores que determina la riqueza, abundancia y distribución de las especies (Krausman, 1999), con lo cual se establece que si se aumenta la heterogeneidad, también aumenta la variedad de hábitats para una gran cantidad de organismos, por tanto, se favorece el establecimiento de diversas comunidades (Begon *et al.*, 1996). Con el paso del tiempo se ha observado que la cobertura vegetal es afectada, de forma progresiva, por las actividades humanas, como la ganadería, la agricultura, la extracción forestal, entre otras (González *et al.*, 1993).

2.3 Principales especies de roedores en los bosques de coníferas de México

Samaniego (2003) menciona que las especies hacen uso diferencial del microhábitat en los bosques de niebla, más específicamente *Peromyscus guatemalensis* estuvo relacionada a distintas variables físicas, mientras que *P. aztecus* se mostró como una especie generalista respecto al microhábitat, al mantener una abundancia similar en diversos microhabitats analizados.

En un estudio realizado por Sánchez y Canela (1991) en un bosque de pino en la Faja Volcanica Transmexicana cerca de México Distrito Federal (ahora Ciudad de México), se registró la densidad de tres cricetinos, *Neotomodon alstoni*, *Peromyscus maniculatus*, *Reithrodontomys megalotis* y un arvicólido (*Microtus mexicanus*), mostrando una densidad de 9-57 ind/ha para *N. alstoni*, seguido de *M. mexicanus* (6-48 ind/ha), *P. maniculatus* (1-30 ind/ha) y *R. megalotis* (0-10 ind/ha). Las cuatro especies mostraron correlaciones significativas en sus fluctuaciones poblacionales. Los picos de densidad se observaron al final de la época de secas (marzo a mayo de 1978).

En las investigaciones realizadas por Horváth *et al.* (2001), muestran que en bosques de coníferas en Chiapas, México, existe una relación positiva entre la riqueza y la distribución de las comunidades de roedores, la heterogeneidad del hábitat y las variables del microhábitat, como la pedregosidad y la cantidad de troncos en el suelo.

La riqueza de roedores puede variar de un lugar a otro principalmente por el tipo de vegetación presente, por lo que esta puede variar significativamente de un bosque mesofilo de montaña a una selva baja caducifolia (cuadro 1).

Cuadro 1. Riqueza de Roedores en diferentes tipos de vegetación

Lugar	Tipo (s) de vegetación	Riqueza
CERRO DE LA TUZA, OAXACA. (Lira <i>et al.</i> , 2005)	Selva baja caducifolia, selva mediana subcaducifolia y subperennifolia	(10 especies) <i>Liomys pictus</i> <i>Baiomys musculus</i> <i>Oryzomys couesi</i> <i>Peromyscus aztecus</i> <i>Peromyscus melanophrys</i> <i>Peromyscus mexicanus</i> <i>Reithrodontomys fulvescens</i> <i>Reithrodontomys sumichrasti</i> <i>Sigmodon hispidus</i> <i>Tylomis nudicaudus</i>
PRESA CAJÓN DE PEÑA, TOMATLÁN, JALISCO. (Ortega, 2005)	Bosque tropical subcaducifolio	(5 especies) <i>Liomys pictus</i> <i>Oryzomys couesi</i> <i>Reithrodontomys fulvescens</i> <i>Peromyscus perfulvus</i> <i>Sigmodon mascotensis</i>
RESERVA DE LA BIOSFERA “LA ENCRUCIJADA”, CHIAPAS. (Espinoza <i>et al.</i> , 2003)	Manglar Zapotón	(10 especies) <i>Liomys salvini</i> <i>Baiomys musculus</i> <i>Oryzomys alfaroi</i> <i>Oryzomys couesi</i> <i>Oligoryzomys fulvescens</i> <i>Peromyscus gymnotis</i> <i>Peromyscus mexicanus</i> <i>Reithrodontomys gracilis</i> <i>Sigmodon hispidu</i> <i>Tylomys nudicaudus</i>
SUELO DE CONSERVACIÓN CONTRERENSE, DISTRITO FEDERAL (Cruz, 2009)	Bosque de Abies, bosque mesófilo de montaña, bosque de <i>Pinus hartwegii</i> y bosque de <i>Quercus</i>	(4 especies) <i>Microtus mexicanus</i> <i>Neotomodon alstoni</i> <i>Peromyscus melanotis</i> <i>Reithrodontomys megalotis</i>

**LA RESERVA DE LA
BIÓSFERA LA MICHILÍA,
DURANGO.** (Cuautle, 2007)

Bosques templados del
noroeste de México

(10 especies)

Spermophilus variegatus
Tamias bulleri
Neotoma mexicana
Nelsonia neotomodon
Peromyscus boylii
P. difficilis
P. gratus
P. maniculatus
P. pectoralis,
Sigmodon leucotis

**SELVA BAJA CADUCIFOLIA
ESPINOSA DEL NORESTE
DE YUCATÁN, MÉXICO**
(Cimé-Pool, 2010)

Selva baja caducifolia
espinosa

(6 especies)

Mus musculus
Peromyscus yucatanicus
Otodylomys phyllotis
Reithrodontomys gracilis
Sigmodon hispidus
Heteromys gaumeri

2.4 Factores que afectan la riqueza y densidad de roedores

La riqueza de especies se encuentra relacionada en gran parte con las medidas de diversidad ecológica, aspectos filogenéticos, taxonómicos, relaciones interespecíficas e intraespecíficas, estructura de la vegetación, heterogeneidad de los paisajes, entre muchas otras. Por lo cual, la relación entre esta diversidad biológica y la complejidad de la vegetación en grupos como aves y mamíferos pequeños está basada en estas medidas de diversidad ecológica (August, 1983; Malcolm, 1990). Con lo anterior ha quedado demostrado que, dependiendo del grado de perturbación o fragmentación generado en el hábitat, se modificará no sólo la estructura vegetal original, sino la heterogeneidad, la complejidad del hábitat y la diversidad biótica en su conjunto (August, 1983; Lawton *et al.*, 1998).

Para las zonas áridas se han realizado diversos estudios de las comunidades de roedores relacionados con su hábitat, en los cuales se plantean diversas hipótesis para explicarlas. Rosenzweig y Winakur (1969); Rosenzweig (1973) y Hernández *et al.* (2005) hablan acerca de la selección del microhábitat dependiendo de la complejidad del hábitat. Otra hipótesis que han marcado tendencia en las investigaciones poblacionales de micromamíferos es la de

Morgan *et al.* (2000) la cual menciona la relación que existe con la disponibilidad de recursos alimenticios. También se dice que la estructura de comunidades de roedores pueden ser explicadas si se relaciona con la competencia intraespecífica (Morgan *et al.*, 2000).

Dependiendo del patrón de abundancia que presente cada especie se puede denominar como especies generalistas a aquellas que utilizan una serie de hábitats sin mostrar preferencia por alguno; y especialistas a aquellas que presentan tendencia hacia un tipo de hábitat específico (Burel y Baudry, 2002).

2.5 Efectos de los incendios sobre los roedores

Los incendios cambian la estructura y composición del ambiente de forma drástica, por lo que estos cambios en la comunidad vegetal tienen implicaciones para la fauna. De igual forma al cambiar de hábitat los animales desplazados podrían no encontrar alimento, o una fuerte competencia por territorio o acceso a refugio y, en consecuencia, disminuir su densidad, morir de hambre o por depredación (Cochrane, 2003).

En particular para roedores existen controversias, sobre el papel de los incendios en su dinámica poblacional. Ford *et al.* (1999) realizaron muestreos en bosques semiáridos y encontraron que los incendios no modifican la riqueza de especies (6 especies en bosques quemados y no quemados), ni la abundancia de roedores en bosques semiáridos de Carolina del Norte, resultados similares encuentran Letnic *et al.* (2004) en matorrales semiáridos de Australia (3 especies de roedores tanto en bosques afectados y no afectados) y también con lo registrado por Vamstad y Rotenberry (2010) (4 especies de roedores tanto en bosques afectados y no afectados). Mientras que para Ahlgren (1966) en Minnesota así como para Sullivan y Boateng (1996) en Columbia Británica registraron grandes incrementos de roedores en sitios postincendio de bosques húmedos (de 4 a 10 veces más en afectados que en no afectados por incendios), al igual que Jira *et al.* (2013) para matorrales semiáridos de Etiopía (89% de organismos capturados en sitios afectados y 11% en sitios no afectados).

2.6 Estudios faunísticos en Hidalgo

El estado de Hidalgo posee una amplia diversidad en cuanto a la vegetación presente (bosques, selvas, matorrales, desierto), pese a esto su riqueza mastozoológica es poco conocida. En el estudio realizado por Ceballos *et al.* (2005) Hidalgo ocupa el 15º lugar en cuanto a riqueza de mamíferos.

Mejenes-Lopez *et al.* (2010) proponen al estado de Hidalgo entre los primeros cinco estados del país con mayor número de especies (154), solo por detrás de Chiapas con 204 especies (Retana y Lorenzo, 2002), Oaxaca con 191 especies (Lira *et al.*, 2005), Jalisco con 172 especies (Iñiguez y Santana, 1993) y Veracruz con 170 especies (Gaona *et al.*, 2003).

2.7 Diversidad biológica

Existen diferentes definiciones de biodiversidad, Solbring (1991) dice que la biodiversidad o diversidad biológica es un vocablo que indica que cada nivel de la escala biológica, desde moléculas y genes hasta ecosistemas, está constituido por más de un elemento.

En la cumbre de la Tierra de Naciones Unidas (realizada en Rio de Janeiro, 1992) se definió a la biodiversidad como “la variabilidad entre los organismos vivientes, incluyendo ecosistemas terrestres, marinos y otros ecosistemas acuáticos, y los complejos ecológicos de los cuales forman parte: esto incluye la diversidad dentro de las especies, entre las especies y de ecosistemas.

2.7.1 Riqueza de especies o riqueza específica (S) es la forma más sencilla de medir la biodiversidad, ya que se basa únicamente en el número de especies presentes, sin tomar en cuenta el valor de importancia de las mismas. (Moreno, 2001).

2.8 Medición de la diversidad

La mayoría de los métodos propuestos para evaluar la diversidad de especies se refieren a la diversidad dentro de las comunidades alfa (α).

La diversidad α es la riqueza de especies de una comunidad particular a la que se considera homogénea. La forma ideal de medir la riqueza específica es contar con un inventario completo que permita conocer el número total de especies (S) obtenido por un censo de la comunidad. Esto es posible únicamente para ciertos taxa bien conocidos y de manera puntual en tiempo y en espacio. La mayoría de las veces se tiene que recurrir a índices de riqueza específica obtenidos a partir de un muestreo de la comunidad. Los estimadores de riqueza máxima más utilizados son *Chao 2*, *Jackknife 1* o de primer orden, *Jackknife 2* o de segundo orden y *Bootstrap*; estos estimadores son no-paraméricos y solo requieren datos de presencia-ausencia (Moreno, 2001).

La diversidad beta (β) es el grado de cambio o reemplazo en la composición de especies entre diferentes comunidades en un paisaje, la medición de la diversidad beta es de una dimensión diferente porque está basada en proporciones o diferencias (Magurran, 1988, citado por Moreno, 2001). Estas proporciones pueden evaluarse con base en índices o coeficientes de similitud, de disimilitud o de distancia entre las muestras a partir de datos cualitativos (presencia-ausencia de especies) o cuantitativos (abundancia proporcional de cada especie medida como número de individuos, biomasa, densidad, cobertura, etc.), o bien con índices de diversidad beta propiamente dichos (Magurran, 1988; Wilson y Shmida, 1984, citado por Moreno, 2001).

La diversidad gamma (γ) se define como la riqueza en especies de un grupo de hábitats (un paisaje, un área geográfica, una isla) que resulta como consecuencia de la diversidad alfa de las comunidades individuales y del grado de diferenciación entre ellas (diversidad β) (Whittaker, 1972). Lande (1996) deriva tres fórmulas para la diversidad gamma, la primera basada en la riqueza de especies, la segunda en el índice de Shannon y la tercera en el índice de Simpson.

2.9 Población

La población se puede definir como “el número total de individuos de una misma especie que se encuentran en un área y tiempo determinados y pueden intercambiar información genética” (Mandujano-Rodríguez, 2011).

De los parámetros demográficos más utilizados e importantes en el estudio de la fauna silvestre es el tamaño poblacional. Una de las principales medidas demográficas es la estimación del tamaño poblacional mediante su densidad. Tanto la densidad como la abundancia, están relacionados con el tamaño de la población pero no significan lo mismo. La abundancia (N) es “el número total de animales en la población”, mientras que la densidad (D) es “el número de animales por unidad de superficie”. Otros términos relacionados son la abundancia relativa (expresado como “pocos”, “comunes”, “frecuentes”, “muy abundantes”), la densidad relativa (densidad de una población respecto a otra expresada en porcentaje, por ejemplo la población A tiene un 20% más de densidad que la población B), la densidad ecológica (número de animales por superficie de hábitat), los índices de abundancia (cualquier indicio como número de huellas, excretas, avistamientos, cantos, fotos, que se relacione proporcionalmente con la abundancia) (Mandujano-Rodríguez, 2011).

2.10 Medición de la densidad poblacional

Existen diferentes métodos para calcular la densidad de micromamíferos, pueden utilizarse transectos y referirse al número de animales de cada especie capturado por kilómetro lineal, o cualquier otra unidad que se determine; o bien utilizarse cuadrantes y referirse al número de roedores por hectárea (la unidad más utilizada). La información anterior se puede obtener fácilmente si se anota en el diario de campo la longitud aproximada del transecto o la superficie del cuadrante, y el número de especímenes de cada especie recolectado en el mismo. (Romero *et al.*, 2007).

La densidad puede establecerse por el conteo directo de los especímenes capturados o recapturados por período de trabajo, o bien, con ayuda de algún índice poblacional, varios de estos índices están disponibles en diferentes programas de cómputo (Romero *et al.*, 2007). Entre los métodos más sencillos y utilizados está el de enumeración de Krebs (1966), que consiste simplemente en calcular el mínimo número de individuos que se conoce están vivos (NMIV) en la población. Se obtiene al incluir a los individuos que se capturaron en recolectas anteriores o posteriores pero no en las intermedias como presentes.

3. JUSTIFICACIÓN

Los mamíferos pequeños desempeñan un papel importante en los procesos ecológicos y ocupan una amplia variedad de nichos ecológicos, contribuyen en gran medida a la diversidad de los ecosistemas, estos son presas potenciales para otras especies de vertebrados (Monés, 1968; Santos-Moreno y Alfaro, 2009). Consumen grandes cantidades de materia vegetal (hojas, raíces, frutos, semillas), son depredadores de insectos y otros invertebrados, e incluso pequeños vertebrados también realizan actividades de dispersión de semillas y de ciertos hongos micorrízicos, por lo que influyen considerablemente en las poblaciones vegetales (Howe y Smallwood, 1982; Álvarez y Mayo-Aceves, 1993; Hernández-Betancourt *et al.*, 2005). Sin embargo, también pueden ser vectores y reservorios de ciertas enfermedades así como plagas agrícolas, afectando la salud pública y la economía de ciertos sectores (Sánchez-Cordero *et al.*, 2005; Monge, 2008).

Identificar el efecto que tienen los incendios sobre las nuevas condiciones principalmente de composición y estructura vegetal sobre los roedores, permitirá conocer que especie pueden ser afectadas o favorecidas por estos disturbios y esto incidir en la dinámica natural del ecosistema, por lo que surgen las siguientes:

Preguntas de investigación

- 1.- ¿Cuál es la riqueza y densidad de roedores en bosques de piñón-junípero?
- 2.- ¿Los incendios generan condiciones que influyen en la riqueza y la densidad de especies de roedores presentes en un bosque?

4. OBJETIVOS

General

- Determinar el papel de los incendios sobre la riqueza y la densidad de roedores en bosques de piñón-junípero, en el cerro La Soledad, Municipio de Cardonal, Hidalgo.

Particulares

- Estimar la riqueza de especies en un bosque de piñón-junípero afectado y no afectado por incendios.
- Estimar la densidad de roedores en sitios no afectados y afectados por incendios.
- Determinar el papel de los incendios sobre la riqueza y densidad de roedores en bosques de piñón -junípero.

5. ZONA DE ESTUDIO

La zona de estudio se ubica en el cerro de “La Soledad” a 5 Km del municipio de Cardonal en el estado de Hidalgo (Figura 1).

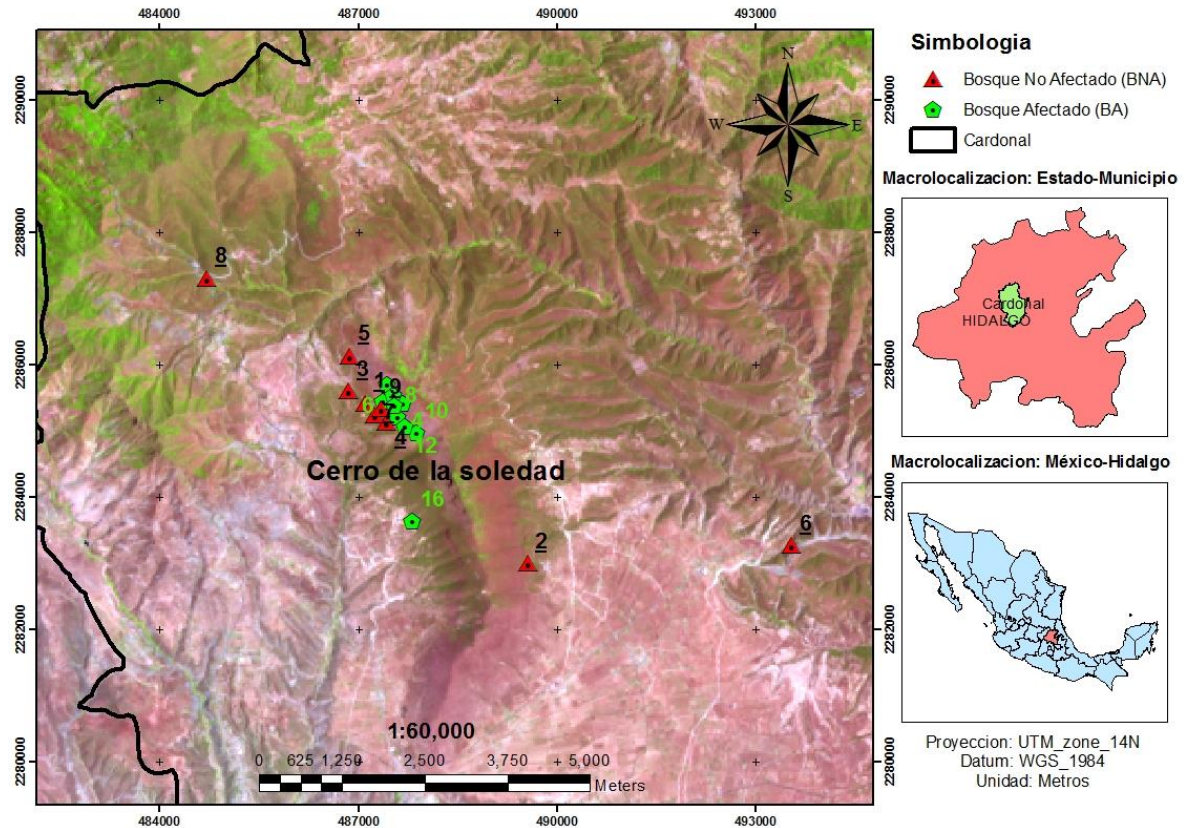


Figura 1. Zona de estudio, cerro de la Soledad, municipio de Cardonal, Hidalgo.

Las coordenadas geográficas del municipio son $99^{\circ} 07' 28''$ y $99^{\circ} 05' 44''$ longitud Oeste, $20^{\circ} 37' 11''$ y $20^{\circ} 37' 56''$ latitud Norte. Presenta una altitud que va de los 2 100 a los 2 700 msnm.

El municipio colinda al norte con los municipios de Nicolás Flores y Tlahuiltepa; al este con los municipios de Tlahuiltepa, Eloxochitlán, Metztitlán y Santiago de Anaya; al sur con los municipios de Santiago de Anaya e Ixmiquilpan; al oeste con los municipios de Ixmiquilpan y Nicolás Flores (INEGI, 2009).

5.1 Clima

Corresponde al tipo BS1kw (w), es de subtipo semiarido, con grado de humedad mayor a 22.9 (coeficiente que resulta de la relación precipitación/temperatura). En la temporada de lluvias (mayo a octubre) las temperaturas van entre los 12° a 24°C, con precipitaciones de 500 a 625 mm, en promedio se presentan 90 a 119 días con lluvia. En la parte alta Noreste el barlovento origina vientos con una frecuencia del 40 % hacia el Norte, 5 % hacia el Noroeste, 12.5% hacia el Este, 5 % hacia el Sureste y 30 % hacia el Sur (INEGI, 1985a).

En la temporada de secas (meses de noviembre a abril) la temperatura va de 6° a 21°C. Presenta precipitación que varía de 75 a 100 mm, con episodios de 0 a 29 días. En los meses de diciembre, enero y febrero ocurren en promedio de 1 a 8 heladas. Los vientos predominantes durante la estación seca están dados por un barlovento ubicado al Noroeste de la elevación, el cual origina vientos con una frecuencia de 29% hacia el Norte, 10% hacia el Noreste, 35% hacia el Este, 10% hacia el Sureste y 15% hacia el Sur (INEGI, 1985b).

5.2 Edafología

El tipo de suelo predominante en el municipio es el Leptosol (67.75%), seguido de Phaeozem (12.5%), Kastañozem (8.5%), Vertisol (5.0%), Calcisol (4.0%) y Cambisol (2.0%) (INEGI, 2009).

5.3 Vegetación

Está constituido por bosque (28.75%), pastizal (20.0%) y matorral (18.0%). El bosque de pino, está constituido principalmente por *Pinus cembroides* acompañado de *Juniperus fláccida*, dominante y subdominante en el estrato arbóreo. En cuanto al estrato arbustivo se presentan variaciones, en las partes inferiores de este cerro *Flourensia resinosa* es un elemento dominante, en tanto que en las partes localizadas por encima de los 2300 msnm desaparece y en su lugar se presentan, aunque no con la misma dominancia, especies como

Sargentia gregii, *Quercus microphylla* y otras. Es importante mencionar que esta comunidad de *Pinus cembroides* se localiza entre la vegetación xerofítica del valle del mezquital y los bosques de pinos y encinos más húmedos de la sierra hidalguense, con las que se encuentran en contacto hacia el sur y norte respectivamente (Ángeles, 1984).

6. MATERIAL Y METODO

6.1 Delimitación de las zonas de estudio

Se realizó un reconocimiento del cerro de la Soledad, donde en Febrero del 2011 ocurrió un incendio que afectó más de 230 hectáreas de bosque.

Se dividieron en zonas de Bosque Afectado por incendio (BA) y zonas de Bosque No Afectado (BNA) (Figura 2 y 3). La distancia mínima entre BA y BNA fue de más de tres kilómetros para cada muestreo.



Figura 2. Zonas de Bosque Afectado (BA)



Figura 3. Zonas de Bosque No Afectado (BNA)

- a) *Bosque afectado por incendio (BA)*. Zonas que presentan algún indicio de incendio, están incluidos las zonas que presentaron diferentes intensidades de fuego.

- b) *Bosque no afectado por incendio (BNA)*. Zonas donde no se encuentran indicios de incendio y conservan la vegetación original, incluye algunas zonas aledañas al lugar del incendio.

Cuadro 2. Coordenadas y altitud de los puntos de muestreo de BA y BNA

BNA	Coordenadas	Altitud	BA	Coordenadas	Altitud
1	20° 40' 5.07" N 99° 7' 25.69" O	2383 msnm	1	20° 40' 14.39" N 99° 7' 14.12" O	2587msnm
2	20° 38' 46.33" N 99° 6' 0.98" O	2309 msnm	2	20° 40' 4.88" N 99° 7' 6.12" O	2577 msnm
3	20° 40' 11.08" N 99° 7' 34.51" O	2353 msnm	3	20° 40' 6.25" N 99° 7' 16.75" O	2445 msnm
4	20° 39' 55.62" N 99° 7' 14.98" O	2400 msnm	4	20° 39' 58.57" N 99° 7' 9.09" O	2501 msnm
5	20° 40' 28.45" N 99° 7' 34.37" O	2384 msnm	5	20° 39' 50.71" N 99° 6' 59.07" O	2515 msnm
6	20° 38' 55.28" N 99° 3' 43.09" O	2018 msnm	6	20° 39' 53.64" N 99° 7' 4.85" O	2498 msnm
7	20° 39' 59.42 N 99° 7' 20.66" O	2353 msnm	7	20° 40' 9.33" N 99° 7' 10.90" O	2544 msnm
8	20° 41' 6.63" N 99° 8' 48.71" O	2268 msnm	8	20° 40' 7.41" N 99° 7' 0.97" O	2661 msnm
9	20° 40' 2.26" N 99° 7' 17.52" O	2396 msnm	9	20° 40' 4.04" N 99° 7' 10.73" O	2502 msnm

6.2 Muestreo

Se realizaron nueve salidas a campo de marzo a noviembre del 2015 cubriendo la época de secas y la época de lluvias. Se utilizó un método de muestreo invasivo, en el cual se utilizaron trampas Sherman, para animales vivos (Figura 4).

En cada salida a campo se estableció un punto de muestreo para BA y uno para BNA (Cuadro 2). En cada punto de muestreo se colocaron entre 20 y 40 trampas, cuidando siempre de colocar el mismo número de trampas en zonas afectadas y no afectadas por el incendio.

Las trampas se colocaron a una equidistancia de 5 x 5 metros cada una aproximadamente, todas fueron cebadas con una mezcla de avena en hojuelas y saborizante de vainilla, permanecieron activas 2 noches durante cada salida a campo y se revisaron durante las mañanas, debido a que los roedores presentan hábitos nocturnos.



Figura 4. Muestreo de roedores con trampas Sherman.

6.3 Determinación taxonómica

De todos los individuos capturados se tomaron fotografías y las siguientes medidas morfométricas expresadas en milímetros, para su determinación.

- *Longitud total (LT)*. Es la longitud mayor del ejemplar desde la punta del rostro hasta la punta de la cola vertebral (excluyendo los pelos de la punta).
- *Longitud de la cola (LC)*. Comprende desde el extremo posterior del cuerpo hasta la última vértebra caudal.
- *Longitud de la pata* (se consideró la izquierda; LPI). Es la longitud que va desde el borde del talón hasta la punta de la uña del dedo más largo.

- *Longitud de la oreja* (se consideró la izquierda; LOI). Medida desde la muesca de la base de la oreja hasta el punto más alejado de la misma.

Se colectaron organismos para ser determinados a nivel de especie y depositados en el Museo de Zoología de la Facultad de Ciencias, UNAM. Se tomó una muestra de pelos de guardia de cada especie para enriquecer la colección de la FES Zaragoza.

6.4 Riqueza

Para la evaluación de la riqueza se utilizó el programa EstimatesSwin910 y los estimadores *Chao1*, *Chao2*, *Jackknife1*, *Bootstrap*, y *Cole Rarefaction*. Se determinó la Riqueza máxima, para estimar la suficiencia de muestreo.

6.5 Densidad

La densidad de roedores en cada zona se estimó con el conteo directo de individuos presentes en cada periodo de muestreo. La densidad poblacional se estimó dividiendo el número de individuos entre el área efectiva de trapeo (Mares y Ernest, 1995). Este método es frecuentemente utilizado en los estudios poblacionales con roedores para hacer comparables los datos obtenidos con otras investigaciones (Cadena, 2003).

- Observación directa. Es el número total de individuos capturados en un cuadrante por área de trapeo los resultados son extrapolados para expresarlos en $\text{ind}\cdot\text{ha}^{-1}$.

Para establecer el área efectiva de trapeo en m^2 se añadió una franja al perímetro de cada cuadrante de 7.5 m que equivale a la distancia de 1.5 trampa (figura 5), esto para compensar y estandarizar cada muestreo ya que por la pendiente en varios de los puntos de muestreo no se colocaron las trampas a los 5 metros exactos de equidistancia.

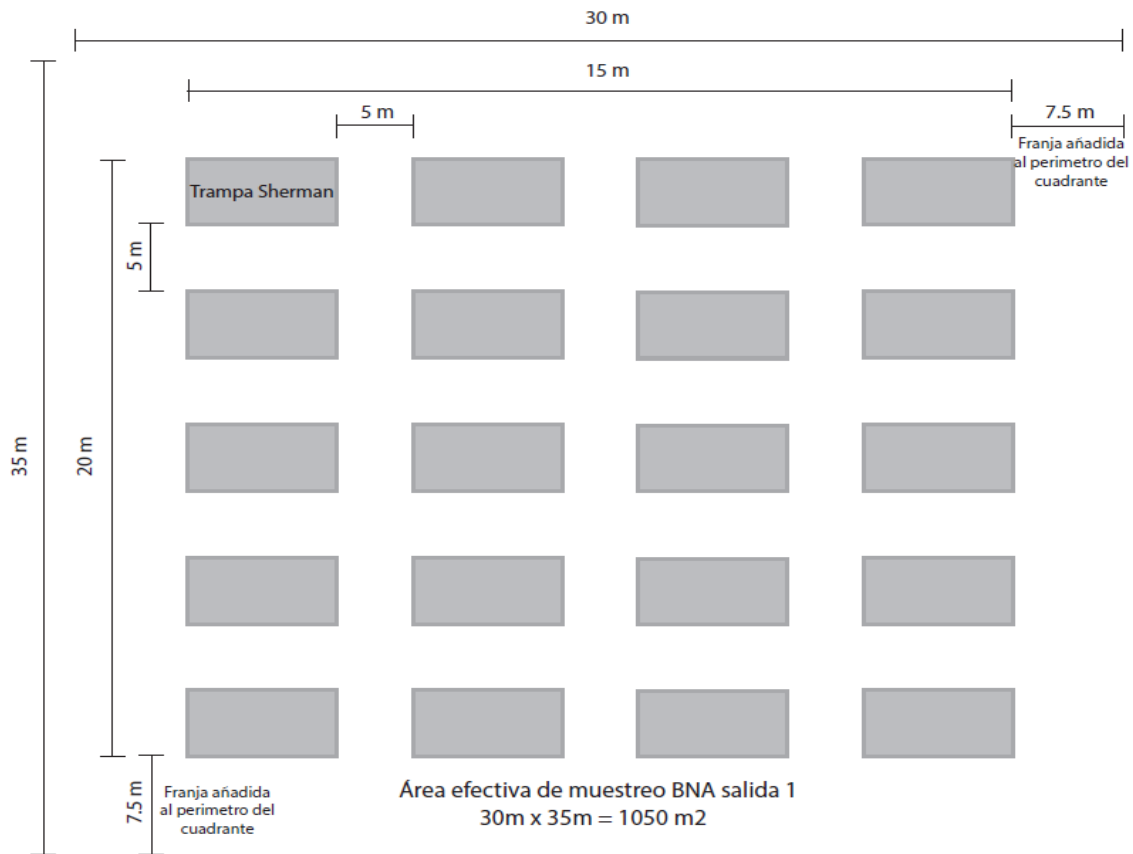


Figura 5. Área efectiva de muestreo.

6.6 Efecto de los incendios sobre los roedores

De acuerdo con el trabajo titulado: “Efecto de los incendios sobre la diversidad florística en el Bosque de pino piñonero en Cardonal, Hidalgo” (Pompa-Castillo, 2015), se estableció una relación entre la estructura y composición florística postincendio y la riqueza y densidad de roedores.

7. RESULTADOS

7.1 Riqueza de roedores en bosque de piñón-junípero

Con un total de 532 trampas Sherman y cubriendo un área de 2.793 hectáreas, se registraron 2 familias, 3 géneros y una riqueza de 4 especies de roedores. El género *Peromyscus* presentó 2 especies, mientras que *Heteromys* y *Sigmodon* presentaron solo una especie. En el cuadro 3 se presenta la taxonomía de los roedores registrados en este estudio.

Cuadro 3. Roedores de un bosque de piñón-junípero Cardonal, Hidalgo, estado de conservación, endemismo, diversidad taxonómica y distribución geográfica.

	Endemismo	Diversidad taxonómica	Distribución Geográfica
CLASE MAMMALIA Linnaeus, 1758			
CORTE PLACENTALIA Owen, 1837			
MAGNORDER EPITHERIA McKenna, 1975			
ORDEN RODENTIA Bowdich, 1821			
SUBORDEN MYOMORPHA Brandt, 1855			
INFRAORDEN GEOMORPHA Thaler, 1966			
SUPERFAMILIA GEOMYOIDEA Bonaparte, 1845			
FAMILIA HETEROMYIDAE Gray, 1868			
SUBFAMILIA HETEROMYINAE Gray, 1868			
GÉNERO <i>Heteromys</i> Desmarest, 1817			
<i>Heteromys irroratus</i> Gray, 1868		Po	Co
INFRAORDEN MYODONTA Schaub in: Grassé and Dekeyser, 1955			
SUPERFAMILIA MUROIDEA Illiger, 1811			
FAMILIA CRICETIDAE G. Fischer, 1817			
SUBFAMILIA NEOTOMINAE Merriam, 1894			
TRIBU REITHRODONTOMYINI Vorontsov, 1959			
GÉNERO <i>Peromyscus</i> Gloger, 1841			
<i>Peromyscus difficilis</i> (J. A. Allen, 1891)	En	Po	Co
<i>Peromyscus gratus*</i> Merriam, 1898	En	Po	Co
SUBFAMILIA SIGMODONTINAE Wagner, 1843			
TRIBU SIGMODONTINI Wagner, 1843			
GÉNERO <i>Sigmodon</i> Say and Ord, 1825			
<i>Sigmodon leucotis*</i> Bailey, 1902	En	Po	Co

Listado por orden taxonómico de acuerdo con Ramírez-Pulido *et al.* (2014). Endémico para México (En), polítipica (Po), distribución continental (Co).

7.1.1 Estimación de la riqueza máxima de roedores en bosque de piñón-junípero

La riqueza máxima estimada de roedores va de 4 a 6 especies, según los estimadores *Cole Rarefaction* y *Jackknife1* respectivamente (Figura 6).

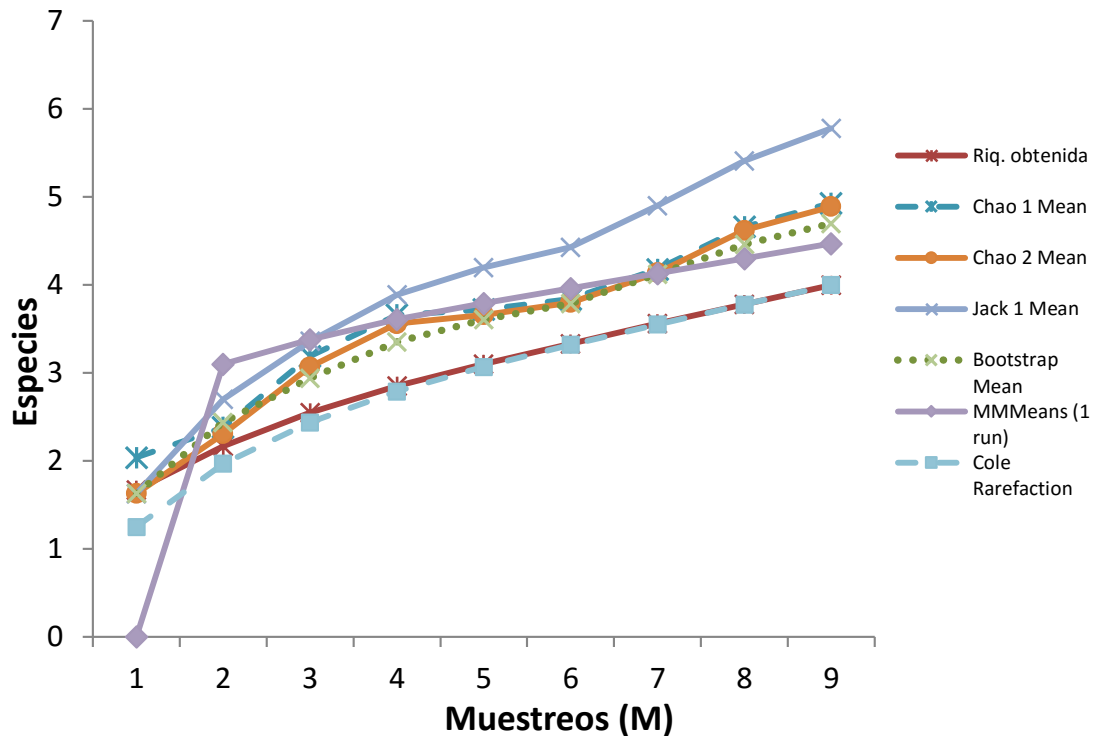


Figura 6. Curva de acumulación de especies y estimadores de la riqueza de roedores de Bosque de piñón-junípero (RRPJ), con programa EstimatesSwin910.

La eficiencia de muestreo es de 69 % de acuerdo con el estimador Jack1, e indica que faltan dos especies. Mientras que para el estimador *Cole Rarefaction* la asíntota es similar a nuestro resultado (eficiencia de muestreo de 100%).

7.1.2 Riqueza de roedores en bosque afectado (BA) y bosque no afectado por incendio (BNA)

En BNA se registraron cuatro especies de roedores: dos del género *Peromyscus*, una del género *Sigmodon* y otra del género *Heteromys*, mientras que en BA solo se registró una especie de *Peromyscus* y una de *Heteromys* (Figura 7)

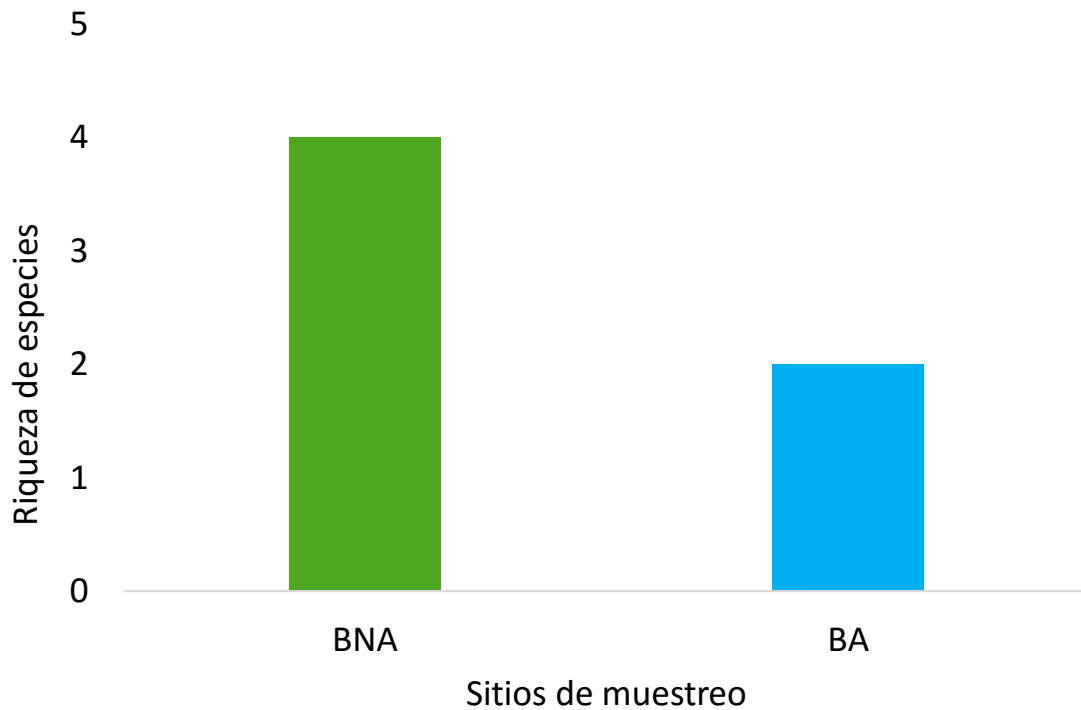


Figura 7. Riqueza de roedores por sitios de muestreo, en bosques de piñon afectados y no afectados por incendios en Cardonal, Hidalgo. BNA= Bosque No Afectado, BA= Bosque Afectado por incendio.

7.2 Densidad de roedores en bosque afectado (BA) y bosque no afectado por incendio (BNA)

7.2.1 Densidad de *Sigmodon leucotis* y *Peromyscus gratus*. Las especies solo fueron registradas una vez, mediante donación de un habitante, estos especímenes solo fueron colectados en una zona de BNA durante el reconocimiento y delimitación de los puntos de muestreo, durante los 9 muestreos con trampas Sherman no se capturó ningún otro individuo de estas especies por lo que su densidad se considera muy baja en estos bosques.

7.2.2 Densidad de *Peromyscus difficilis*. Esta especie representó el 92.4% de las capturas, con un total de 73 organismos (Cuadro 4), la densidad se expresó en individuos por hectárea.

Cuadro 4. Individuos capturados de *Peromyscus difficilis*, en bosques afectados y no afectados por incendios en Cardonal, Hidalgo.

Muestreo (M)	13-15 Mar	10-12 Abr	22-24 May	12-14 Jun	4 - 6 Sep	2 - 4 Oct	29-31 Oct	6 - 8 Nov	27-29 Nov	
	Temporada de secas			Temporada de lluvias			Temporada de secas			
<i>Bosque</i>										Total
<i>BA</i>	4	8	12	6	4	4	4	5	5	52
<i>BNA</i>	5	1	0	2	3	1	2	1	6	21
Total	9	9	12	8	7	5	6	6	11	73

La densidad de *Peromyscus difficilis* en BNA promedio 16 individuos-ha⁻¹ y en BA se registró una densidad promedio de 41 individuos-ha⁻¹ ($p < 0.005$) (Figura 8).

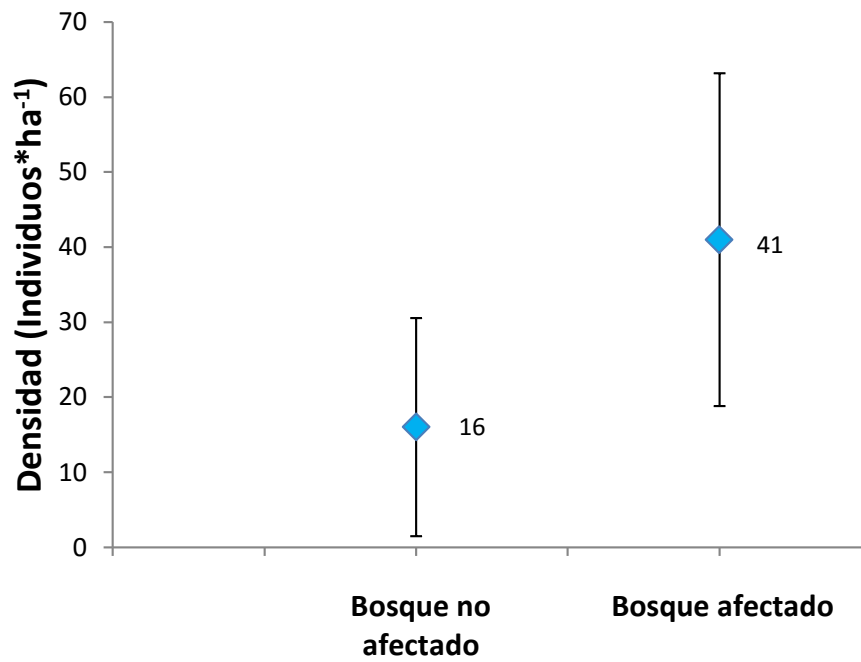


Figura 8. Densidad promedio de *Peromyscus difficilis* en bosques de pino piñonero no afectados y afectados por incendios, en Cardonal, Hidalgo.

7.2.3 Densidad de *Heteromys irroratus*. Esta especie representa el 7.6% del total de capturas con un total de 6 organismos (Cuadro 5), la densidad se expresó en individuos por hectárea.

Cuadro 5. Individuos capturados de *Heteromys irroratus*, en bosques afectados y no afectados por incendios en Cardonal, Hidalgo.

Muestreo	13-15 Mar	10-12 Abr	22-24 May	12-14 Jun	4 - 6 Sep	2 - 4 Oct	29-31 Oct	6 - 8 Nov	27-29 Nov	
	Temporada de secas			Temporada de lluvias			Temporada de secas			
Bosque										Total
BA	0	0	0	0	2	0	1	0	2	5
BNA	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
Total	0	0	0	0	2	1	1	0	2	6

BNA registro un individuo*ha⁻¹ mientras que en BA registro un promedio de tres individuos*ha⁻¹, sin embargo estas diferencias no son significativas (Figura 9).

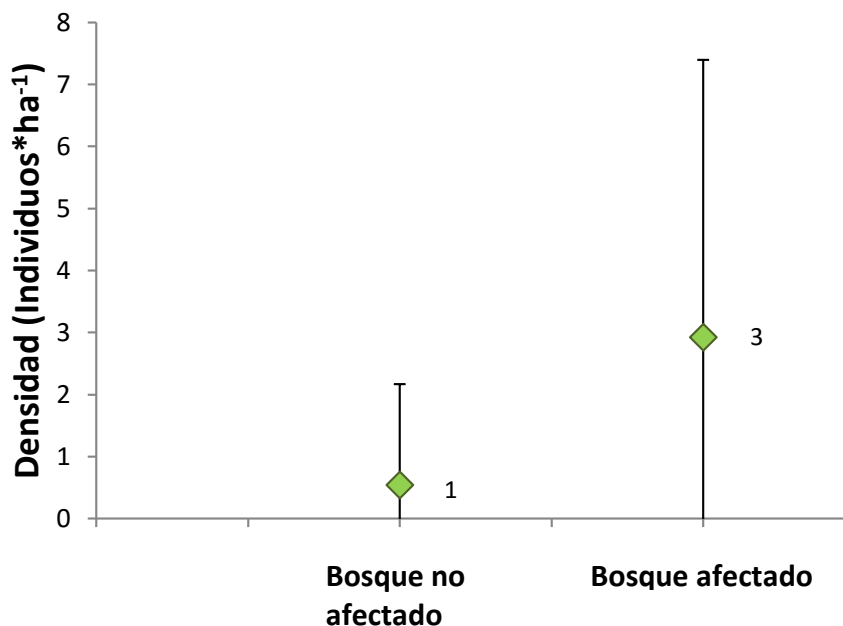


Figura 9. Densidad promedio de *Heteromys irroratus* en bosques de pino piñonero no afectados y afectados por incendios, en Cardonal, Hidalgo.

7.3 Variación de la densidad de roedores

7.3.1 *Peromyscus difficilis*. En BNA la mayor densidad se registró en la temporada seca específicamente en marzo con 48 individuos·ha⁻¹, mientras que la menor densidad se registró a fines de la temporada seca en el mes de mayo con 0 individuos·ha⁻¹ (Cuadro 6).

Cuadro 6. Densidad (individuos·ha⁻¹) de *Peromyscus difficilis*, en bosques afectados y no afectados por incendios en Cardonal, Hidalgo.

Muestreo	13-15 Mar	10-12 Abr	22-24 May	12-14 Jun	4 - 6 Sep	2 - 4 Oct	29-31 Oct	6 - 8 Nov	27-29 Nov	
	Temporada de secas			Temporada de lluvias			Temporada de secas			
<i>Bosque</i>										Promedio
<i>Individuos·ha⁻¹</i> <i>BA</i>	38	80	67	57	20	20	27	34	24	41
<i>Individuos·ha⁻¹</i> <i>BNA</i>	48	10	0	19	15	5	14	7	29	16
<i>Individuos*ha⁻¹</i> <i>Promedio total</i>	43	45	34	38	17	12	20	20	27	29

Las mayores densidades de *Peromyscus difficilis* en el BA se registraron en la temporada seca (abril y mayo) con 80 y 67 individuos·ha⁻¹ respectivamente y la menor densidad en temporada de lluvias (septiembre y octubre) con 20 individuos·ha⁻¹ cada uno (Figura 10).

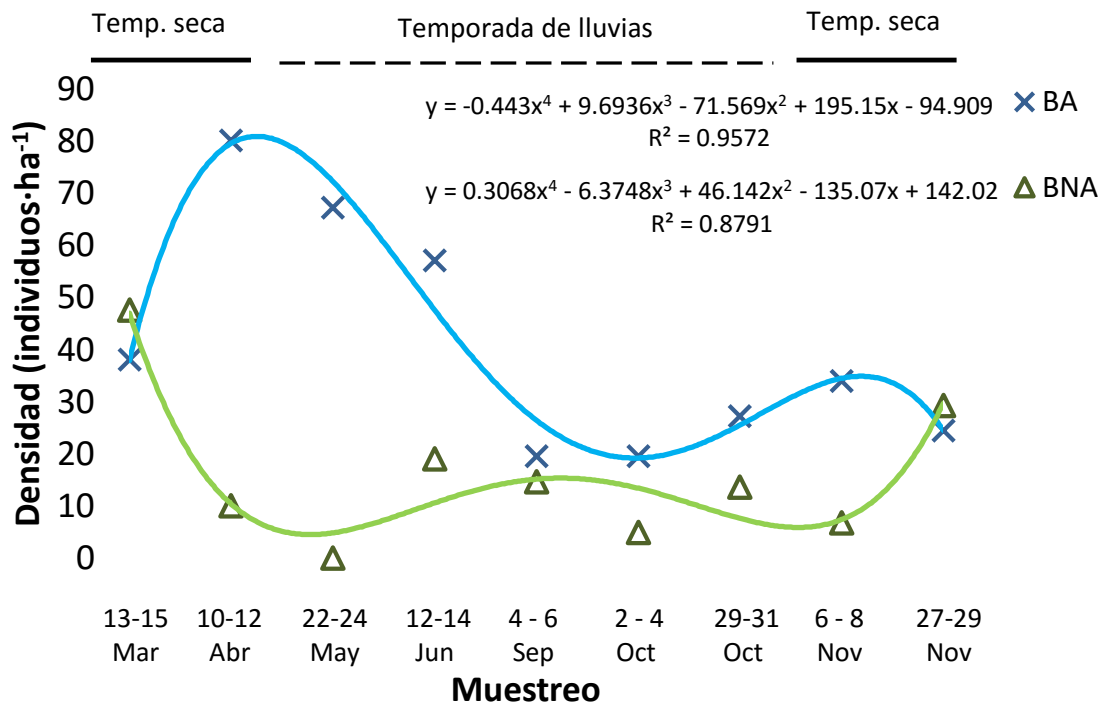


Figura 10. Variación de la densidad de roedores *Peromyscus difficilis* (ind*·ha⁻¹) en bosques no afectados y afectados por incendios, en Cardonal Hidalgo.

7.3.2 *Heteromys irroratus*. En BNA solo se registró a *Heteromys irroratus* a fines de la temporada de lluvias (octubre) con una densidad de cinco individuos·ha⁻¹ (Cuadro 7 y figura 11).

Las mayores densidades en BA se registraron en la temporada de lluvias (Septiembre y Noviembre) con 10 individuos·ha⁻¹, mientras que en la temporada seca y fines de temporada de lluvias (marzo, abril, mayo, junio, octubre y noviembre) no se registró ningún individuo (Cuadro 7 y figura 11).

Cuadro 7. Densidad (individuos·ha⁻¹) de *Heteromys irroratus*, en bosques afectados y no afectados por incendios en Cardonal, Hidalgo.

Muestreo	13-15 Mar	10-12 Abr	22-24 May	12-14 Jun	4 - 6 Sep	2 - 4 Oct	29-31 Oct	6 - 8 Nov	27-29 Nov	
	Temporada de secas			Temporada de lluvias				Temporada de secas		
<i>Bosque</i>										Promedio
<i>individuos·ha⁻¹</i> <i>BA</i>	0	0	0	0	10	0	7	0	10	3
<i>individuos·ha⁻¹</i> <i>BNA</i>	0	0	0	0	0	5	0	0	0	1
<i>Individuos*ha⁻¹</i> <i>Promedio total</i>	0	0	0	0	5	2	3	0	5	2

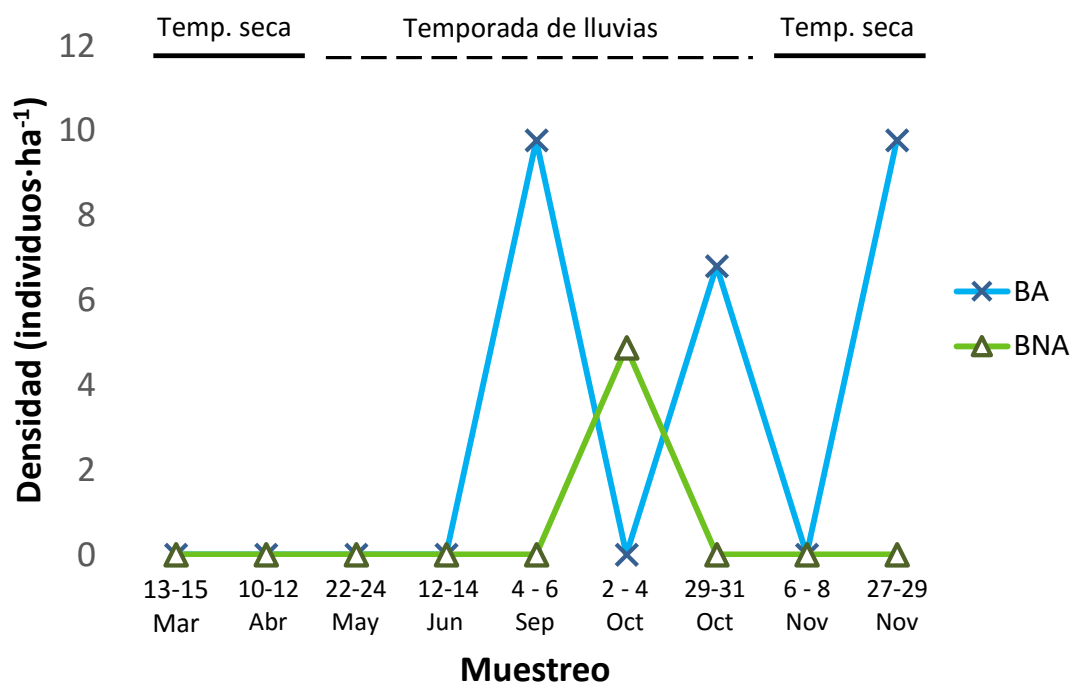


Figura 11. Variación de la densidad de roedores *Heteromys irroratus* (ind·ha⁻¹) en bosques no afectados y afectados por incendios, en Cardonal Hidalgo.

8. DISCUSIÓN

8.1 Riqueza de roedores en un bosque de piñón-junípero

La riqueza de roedores en el bosque de piñón-junípero fue de cuatro especies y según *Jacknife 1* la riqueza máxima de roedores es de seis especies, de acuerdo con la ubicación geográfica de la zona de estudio se puede inferir que las dos especies que no se registraron y es probable que habiten en esta zona son *Microtus mexicanus* y *Peromyscus maniculatus*, ya que se han registrado en municipios cercanos a Cardonal (Mejenes-Lopez, 2010).

La riqueza obtenida y la máxima estimada es similar a lo reportado por Cuautle (2007) en la Reserva de la Biósfera la Michilía, quien registró siete especies en bosques de pino-encino y seis especies en bosques bajos compuestos de individuos espaciados de *Pinus cembroides*, *Q. grisea*, *Arctostaphylos pungens*, *Citharexylum altamiranum* entre otros elementos leñosos. Esta riqueza de roedores en bosques de piñón-junípero es semejante con la registrada por Cruz (2009) en un bosque de *Abies religiosa*, e incluso es mayor a la registrada por el mismo autor en un bosque de *Pinus hartwegii* y de un bosque de *Quercus* con 3 y 2 especies de roedores respectivamente (Cuadro 8).





Cuadro 8. Riqueza de roedores en Cardonal, en diferentes lugares y tipos de vegetación.

Lugar	Tipo (s) de vegetación	Riqueza
Cerro de la soledad, Cardonal, Hidalgo. (Hernandez-Vallecillo, 2016)	Bosque de Piñón-Junipero	4 especies
Suelo de conservación contrerense, Distrito Federal. (Cruz, 2009)	Bosque de <i>Abies religiosa</i> , bosque de <i>Pinus hartwegii</i> y bosque de <i>Quercus</i>	4, 3 y 2 especies respectivamente
Presaja de peña, Tomatlán, Jalisco. (Ortega, 2005)	Bosque tropical subcaducifolio	5 especies
Selva baja caducifolia espinosa del noreste de Yucatán, México (Cimé-Pool, 2010)	Selva baja caducifolia espinosa	6 especies
Cerro de la tuza, Oaxaca. (Lira <i>et al.</i> , 2005)	Selva baja caducifolia, selva mediana subcaducifolia y subperennifolia	10 especies
Reserva de la biosfera “la Encrucijada”, Chiapas. (Espinoza <i>et al.</i> , 2003)	Manglar Zapotón	10 especies
La reserva de la biósfera la Michilía, Durango. (Cuautle, 2007)	Bosques templados del noroeste de México	10 especies

8.1.1 Efecto de los incendios sobre la riqueza de roedores

En bosques semiáridos de piñón-junípero los incendios forestales reducen en un 50% la riqueza de roedores, las especies que fueron desplazadas por los cambios en la estructura y composición florística fueron *Sigmodon leucotis* y *Peromyscus gratus* (Cuadro 9).

Cuadro 9. Especies de roedores por sitio de muestreo, en el cerro de la Soledad, Cardonal, Hidalgo.

Especie	Nombre Común	Sitio	Imagen
<i>Heteromys irroratus</i>	Ratón espinoso	BA, BNA	
<i>Peromyscus difficilis</i>	Ratón de roca	BA, BNA	
<i>Peromyscus gratus</i>	Ratón piñonero	BNA	
<i>Sigmodon leucotis</i>	Rata algodónera oreja blanca	BNA	

Peromyscus difficilis y *Heteromys irroratus* tienen la posibilidad de desplazarse sin restricción entre las zonas afectadas y no afectadas por incendios, ya que se adaptaron a las nuevas condiciones originadas por el fuego principalmente el cambio en la estructura y composición de la vegetación. *Peromyscus difficilis* fue la especie dominante y fue registrada en todos los muestreos realizados en zonas de BA y BNA. La amplia distribución se atribuye a que es un especialista de hábitat montano principalmente habita afloramientos

rocosos en bosques de pino piñonero, enebro y robles (Holbrook, 1978; Wilson, 1968).

La especie *Heteromys irroratus* fue registrada en zonas de BA y BNA, la captura de esta especie fue 10 veces menor en comparación con *Peromyscus difficilis*, al respecto Genoways (1973) registra a *Heteromys irroratus* en estepas, matorrales y matorral desértico, así como las formaciones montañosas compuestas principalmente de pino y roble, por lo que la menor densidad en el bosque de piñón-junípero se atribuye a que esta especie posiblemente es menos generalista que *Peromyscus difficilis*.

8.2 Efecto de los incendios forestales sobre la densidad de roedores

8.2.1 Densidad de *Peromyscus difficilis*. La densidad promedio en el bosque de piñón-junípero (BNA) fue de 11 individuos·ha⁻¹ y presenta una variación muy marcada a lo largo del año, la cual difiere con lo registrado por Ceballos y Galindo (1984) y Villa-Ramírez (1953) quienes mencionan que la densidad de *Peromyscus difficilis* parecen permanecer todo el año constante y sin cambios tan perceptibles en la parte central de su distribución.

La menor densidad de *Peromyscus difficilis* en el bosque de piñón-junípero o BNA (0 a 13 individuos·ha⁻¹) fue registrada en la temporada de secas, lo que concuerda con lo reportado por Galindo-Leal y Krebs (1997) en un bosque de encino-pino quienes registran la menor densidad de *Peromyscus difficilis* al final de la temporada de secas y principios de la temporada de lluvias (abril-junio-agosto) con 2 individuos·ha⁻¹, mientras que la mayor densidad registrada en el BNA se presentó en los meses de noviembre y marzo con 21 y 33 individuos·ha⁻¹ respectivamente, la cual también es parecida a la registrada por los mismos autores en un bosque de encino-pino cuya mayor densidad se registró de septiembre a enero con un rango de 8-29 individuos·ha⁻¹.

A cuatro años de haber ocurrido el incendio en Cardonal la densidad de *Peromyscus difficilis* es 2.6 veces mayor en BA que en BNA, lo que puede atribuirse a:

a) los incendios generaron una heterogeneidad de hábitats, lo que permitió el arribo de 42 especies vegetales nuevas con respecto al bosque no afectado principalmente herbáceas (Pompa-Castillo, 2015), la mayor cantidad de herbáceas en las zonas postincendio pudo propiciar el aumento en la cantidad de alimento y con esto aumentar la densidad de roedores, esto concuerda con Galindo-Leal y Krebs (1997) que mencionan que los hábitats heterogéneos pueden proporcionar una combinación de cubierta protectora y suministro de alimentos más estables, ya que los diferentes componentes de la planta proporcionan recursos alternativos en diferentes momentos.

b) son catalogados como granívoros e insectívoros (Aragón *et al.*, 2009; Ceballos y Galindo, 1984; Galindo-Leal y Krebs, 1997) lo cual permite una alternancia de alimentación a lo largo del año, esto concuerda con el estudio elaborado por Galindo-Leal y Krebs (1998) donde se mide el efecto de la adición experimental de alimento, en el cual se observó que los individuos mejor alimentados mostraron tiempos de residencia más largos. Las hembras ganaron peso, habían mejorado la reproducción, y la mejora de la supervivencia, durante las dos estaciones secas y húmedas.

8.2.2 Densidad de *Heteromys irroratus*.

La densidad poblacional de *Heteromys irroratus* en bosque de piñón-junípero es similar al registrado por Santiago-Marcial (2008) en una selva mediana con una densidad de 0 a 13 individuos·ha⁻¹, teniendo un máximo en los meses finales de la temporada lluviosa y los dos primeros meses de la temporada seca, declinando drásticamente en los meses con menor precipitación.

Pese a esto las densidades que más se asemejan a lo reportado por Santiago-Marcial (2008) son las obtenidas en las zonas de BA donde en los meses de septiembre, octubre y noviembre se registraron siete, cinco y siete individuos·ha⁻¹ respectivamente.

Las mayores densidades se presentaron en los meses de septiembre a noviembre lo que concuerda con la producción de semillas de *Pinus cembroides* (piñones) en Cardonal y a su vez con lo reportado por Dowler y Genoways (1978) quienes mencionan que esta especie presenta una actividad reproductiva durante casi todo el año, aunque el pico reproductivo parece ocurrir de agosto a noviembre.

Mason (2005) menciona que a pesar de que la dieta granívora de *Heteromys irroratus* es más diversa que la herbívora 34 y 10 especies respectivamente, utiliza sus recursos alimentarios (semillas) de forma más selectiva (menor amplitud de nicho trófico) en sitios no perturbados y temporadas secas y más generalista (mayor amplitud de nicho trófico) en sitios perturbados y temporada de lluvias. Por lo mencionado anteriormente se asume que *Heteromys irroratus* puede adaptarse sin ningún problema e inclusive beneficiarse de las nuevas condiciones generadas tras el incendio en cuanto a la estructura vegetal se refiere.

8.3 Importancia de los roedores en zonas postincendio

En las zonas de BA se localizaron al menos siete comederos en los lugares donde se registró a *Heteromys irroratus*, estos se encontraban debajo de rocas o en troncos huecos incinerados, dentro de los que también se localizaron semillas que no fueron consumidas (Figura 12). Mediante las cavidades que posee en las mejillas (abazones), *Heteromys irroratus* puede realizar la dispersión de semillas de *Pinus cembroides*, cabe destacar que la fuente de producción de piñones más cercana se encontraba a más de un km² de distancia de los comederos, por lo que los roedores que resisten los cambios ambientales originados tras los incendios pueden ser parte fundamental en la recuperación del ecosistema.



Figura 12. Comederos localizados en zonas de bosque afectado por incendio (BA), en Cardonal, Hidalgo.

Martinez *et al.* (1987) mencionan algunas especies tanto de roedores y aves que consumen los piñones en La Amapola, SLP, dentro de las que se encuentra *Peromyscus difficilis* y el ave Chara pecho gris neovolcánica (*Aphelocoma ultramarina*), mismas que se encuentran en los bosques semiáridos de Cardonal, Hidalgo; la forma de acarreo, almacenamiento y rompimiento de la testa de estas especies, puede resultar, si no es consumida la

almendra, en una situación ventajosa para favorecer la regeneración natural del bosque.

Los roedores son un grupo numeroso que es considerado como base de la cadena o flujo trófico, son alimento de reptiles, aves y de otros mamíferos. Algunos depredadores de los roedores registrados en la zona de estudio son *Procyon lotor* (mapache), *Bassariscus astutus* (cacomixtle), *Leopardus pardalis* (ocelote) y *Spilogale angustifrons* (zorrillo manchado sureño), sin embargo, estas especies están ausentes en las zonas afectadas por incendio (Cárdenas-Cruz, 2015), lo que favorece el establecimiento y aumento significativo en la densidad de los roedores en estos sitios.

9. CONCLUSIONES

- Los incendios ocasionan una disminución de riqueza de especies de aproximadamente el 50%.
- *Peromyscus difficilis* fue la especie favorecida por los incendios ya que mostró las mayores densidades y fue la única que se registró en todos los muestreos de BA y BNA tanto en la temporada de secas y de lluvias
- Los incendios tienen un efecto dual sobre los roedores, ya que limitan la distribución de *Sigmodon leucotis* y *Peromyscus gratus*, pero aumentan 3 veces la densidad poblacional de *Peromyscus difficilis*.
- *Heteromys irroratus* y *Peromyscus difficilis* transportan semillas de *P. cembroides* hacia los bosques afectados por incendios y pueden ser parte importante en la posible recuperación del ecosistema.

10. LITERATURA CITADA

- AHLGREN, C. E. (1966). Small mammals and reforestation following prescribed burning. *J. For.* **64**, 614-618.
- ÁLVAREZ, T. y E. Mayo-Aceves. (1993). Contribución al conocimiento de los hábitos alimentarios del ratón de los volcanes *Neotomodon alstoni* (Merriam, 1898). *Acta Zoológica Mexicana* **59**: 1-51.
- ÁNGELES-CERVANTES, E. (1984). Producción de semillas de un piñonar del estado de Hidalgo, México. Tesis licenciatura en Biología. Universidad Nacional Autónoma de México. México. D.F.
- ARAGÓN, E. E., A. Garza, y F. A. Cervantes. (2009). Estructura y organización de los ensambles de roedores de un bosque de la Sierra Madre Occidental, Durango, México. *Revista Chilena de Historia Natural* **82**:523–542.
- AUGUST, P. (1983). The role of habitat complexity and heterogeneity in structuring tropical mammals communities. *Ecology*. **64**(6): 1495-1507.
- BEGON, M., J. Harper y C. Towsed. (1996). Ecology individuals, populations and communities. 3th ed. *Blackwell Science*. USA. 1068 pp.
- BOWERS, M. A. y J. L. Dooley. (1991). Landscape composition and the intensity as outcome of two-species competition. *Oikos*. **60**:180-186.
- BUREL, F. y J. Baudry. (2002). Ecología del paisaje: conceptos, métodos y aplicaciones. Editorial Mundi-Prensa. Madrid. 353 pp.
- CADENA-SALGADO M. (2003). Efectos de la perturbación y estacionalidad en la comunidad de roedores en una selva baja caducifolia en Morelos, México. Tesis de licenciatura, Universidad de las Américas Puebla, Escuela de Ciencias, Departamento de Química y Biología. Puebla, México.

- CÁRDENAS-CRUZ, K. L. (2015). Efecto de los incendios forestales sobre la fauna terrestre en bosque de *pino piñonero*. Tesis de Licenciatura, Facultad de Estudios Superiores Zaragoza UNAM. México D.F.
- CARLETON, M. D. y G. Musser (2005). Order Rodentia. p. 745-752. En: Wilson, Don E. and Reeder, D. M., Mammal Species of the World, Third Edition. *The Johns Hopkins University Press*.
- CEBALLOS, E., J. Arroyo-Cabrales y R. A. Medellín. (2005). Lista sistemática de las especies. p. 73-95 En: Los Mamíferos silvestres de México. Ceballos, G., y G. Oliva (eds). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad y Fondo de Cultura Económica. México, D.F.
- CEBALLOS, G. y J. Arroyo-Cabrales. (2012). Lista actualizada de los mamíferos de México 2012. *Revista Mexicana de Mastozoología Nueva época*. ISSN: 2007 - 4484
- CEBALLOS, G., J. Arroyo-Cabrales y R. Medellín. (2002). Mamíferos de México. p. 377-413. En: G. Ceballos y J. A. Simonetti (eds.). Diversidad y Conservación de los Mamíferos Neotropicales. CONABIO-UNAM, México, D.F.
- CEBALLOS, G., y C. Galindo. (1984). Mamíferos silvestres de la Cuenca de México. Editorial. Limusa, México, Distrito Federal, México. 299 pp.
- CIMÉ-POOL J. A., S. F. Hernández-Betancourt. R. C. Barrientos y A. A. Castro-Luna. (2010). Diversidad de Pequeños Roedores en una selva baja caducifolia espinosa del noreste de Yucatán, México. *THERYA*, Vol. 1(1): 23-40.
- COCHRANE, M. A. (2003). Fire science for rainforests. *Nature Publishing Group*. Vol. 421.

- CRUZ P. V. (2009). Densidad poblacional de roedores cricétidos del suelo de conservación contrerense. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias. UNAM. México D. F.
- CUAUTLE L. M. (2007). Diversidad de roedores en la Reserva de la Biósfera la Michilía en relación con la heterogeneidad ambiental a nivel macrohábitat y microhábitat. Tesis de Maestría. Instituto de Ecología A. C. Xalapa, Veracruz, México.
- DANIELSON, B. J. (1991). Communities in a landscape: the influence of habitat heterogeneity on the interactions between species. *The American Naturalist*. **138**:1105-1120.
- DOWLER, R. C. y H. H. Genoways. (1978). *Liomys irroratus*. *Mammalian Species* **82**:1-6.
- ESPINOZA E., E. Cruz, H. Kramsky y I. Sánchez. (2003). Mastofauna de la Reserva de la Biosfera "La Encrucijada", Chiapas. *Revista Mexicana de Mastozoología* **7**: 5-19.
- FA, J. E. y L. M. Morales. 1993. Patterns of mammalian diversity in México. p. 319-361. En: Ramamoorthy, T. P., R. Bye, A. Lot, y J. Fa (eds.). *Biological Diversity of México: Origins and Distribution*. Oxford University Press, New York.
- FORD W., M. A. Menzel, D. W. McGill, J. Laerm y T. S. McCay. (1999). Effects of a community restoration fire on small mammals and herpetofauna in the southern Appalachians. *Forest Ecology and Management* **114**: 233-243.
- GALINDO-LEAL, C., y C. J. Krebs. (1997). Habitat structure and demographic variability of a habitat specialist: the rock mouse (*Peromyscus difficilis*). *Revista Mexicana de Mastozoología* **2**:72-89.

- GALINDO-LEAL, C., y C. J. Krebs. (1998). Effects of food abundance on individuals and populations of the rock mouse (*Peromyscus difficilis*). *Journal of Mammalogy* **79**:1131–1142.
- GAONA, S., S. González-Christen, y R. López-Wilchis. (2003). Síntesis del conocimiento de los mamíferos silvestres del Estado de Veracruz, México. *Revista de la Sociedad Mexicana de Historia Natural* 3ra Época **1**:91–124.
- GENOWAYS, H. H. (1973). Systematics and evolutionary relationships of spiny pocket mice, genus *Liomys*. *Spec. Publ. Mus. Texas Tech Univ.* **5**:1-368.
- GONZÁLEZ-ELIZONDO, S., M. González-Elizondo y A. Cortés-Ortiz. (1993). Vegetación de la Reserva de la Biosfera La Michilía, Durango, México. *Acta Botanica Mexicana* **22**:1-104.
- HERNÁNDEZ, L., A. González-Romero, J.W. Laundré, D. Lightfoot, E. Aragón y J. López-Portillo. (2005). Changes in rodent community structure in the Chihuahuan Desert México: Comparisons between two habitats. *Journal of Arid Environments*. **60**:239-257.
- HERNÁNDEZ-BETANCOURT, S. F., J. Gómez-González, J. A. Cimé-Pool, S. Medina-Peralta y C. M. Eúan-Canul. (2005). First report of use of land snails for *Heteromys gaumeri* (rodentia: heteromyidae) in a subdeciduous forest in Yucatán, México. *Acta Zoológica Mexicana* **21(2)**: 155-156.
- HERNÁNDEZ-HUERTA, A. (1994). Los pequeños mamíferos como indicadores de la heterogeneidad ambiental en la Reserva de la Biosfera La Michilía, México. Propuesta para: Plan de subvenciones de investigación para jóvenes científicos MAB/UNESCO. 11 pp.
- HOLBROOK, S. J. (1978). Habitat relationships and coexistence of four sympatric species of *Peromyscus* in northwestern New Mexico. *Journal of Mammalogy*, **59**:18-26.

- HORVÁTH, A., I. J. March y J. H. D. Wolf. (2001). Rodent diversity and land use in Montebello, Chiapas, Mexico. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*. **36(3)**: 169-176.
- HOWE, H. F. y J. Smallwood. (1982). Ecology of seed dispersal. *Annual Reviews of Ecology and Systematics* **13**: 201-208.
- INEGI. (1985a). Carta climática Mayo a Octubre de Pachuca. Escala 1:250 000. México.
- INEGI. (1985b). Carta climática Noviembre a Abril de Pachuca. Escala 1:250 000. México.
- INEGI. (2009). Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos Cardonal, Hidalgo. Clave geoestadística 13015. 9 pp.
- IÑIGUEZ, L. I., y E. Santana C. (1993). Patrones de distribución y riqueza de especies de los mamíferos del occidente de México. p. 66-86. En: Avances en el estudio de los mamíferos de México. Medellín R. A. y G. Ceballos, (eds.). *Asociación Mexicana de Mastozoología*, A. C. Publicación Especial número 1, México, D.F.
- JIRA G., A. Bekele, G. Hemson y B. Mundanthra. (2013). Rodents in fire affected heather shrublands in Bale Mountains National Park, Ethiopia. *Journal of King Saud University – Science* (2013) **25**, 289–295.
- KRAUSMAN, P. (1999). Some basic principles of habitat use. p. 85-89. En: Grazing behavior of livestock and wildlife. Launchbaugh, K., K. Sanders y J. Mosley (Eds.). Idaho forest, *Wildlife and Range Exp. Sta Bull. #70*. Univ. of Idaho, Moscow.
- KREBS, C. J. (1966). Demographic changes in fluctuating populations of *Microtus californicus*. *Ecological Monographs* **36**:239-273.

- LANDE, R. (1996). Statistics and partitioning of species diversity, and similarity among multiple communities. *Oikos*, **76**: 5-13.
- LAWTON, J. H., D. E. Bignell, B. Bolton, G. F. Bloemers, P. Eggleton, P. M. Hammond, M. Hodda, R. D. Holts, T. B. Larsen, N. A. Mawdsley, N. E. Stork, D. D. Srivastava y A. D. Watt. (1998). Biodiversity inventories, indicator taxa and effects of habitats modification in tropical forest. *Nature* **339**:72-76. *Of Mammals*. Oxford University Press.
- LETNIC M., C.R. Dickman, M.K. Tischler, B. Tamayo y C.-L. Beh. (2004). The responses of small mammals and lizards to post-fire succession and rainfall in arid Australia. *Journal of Arid Environments* **59** (2004) 85–114.
- LIRA I., L. Mora, M. A. Camacho y R. E. Galindo. (2005). Mastofauna del cerro de la tuza, Oaxaca. *Revista Mexicana de Mastozoología* **9**:6-20.
- MACDONALD, D. (2002). The new Encyclopedia of Mammals. *Oxford University Press*. 961 pp.
- MALCOLM, J. (1990). Estimation of mammalian densities in continuous forest north of Manaus. En: Four Neotropical Rainforest. A. H. Gentry (ed.). p. 339-357. Yale University, New Haven, Connecticut.
- MANDUJANO-RODRÍGUEZ S. (2011). Ecología de poblaciones aplicada al manejo de fauna silvestre: cuatro conceptos (N, λ , MSY, Pe). Instituto Literario de Veracruz S. C. Colección: *Manejo de Fauna Silvestre*. Número: 3. 102 pp.
- MARES, M. A. y K. A. Ernest. (1995). Population and community ecology of small mammals in a gallery forest of Central Brazil. *J. Mammal.* **76**:750-768.
- MARTINEZ F. N., P. De La Garza y R. Reyes. (1987). Caracterización radiográfica en la morfología y germinación de *Pinus cembroides* Zucc. y *P. johannis* M.-F. Robert. En: Memorias del II Simposio Nacional sobre Pinos Piñoneros,

- Passini M.-F. *et al.* (Comp.). Centre d'Etudes Mexicaines et Centramericaines, Universidad Autónoma Chapingo, Centro de Genética Forestal, A. C. México, D.F. (Ahora Ciudad de México), p. 233-240.
- MASON, E. D. (2005) Efectos de la perturbación del hábitat y la estacionalidad climática en la dieta del ratón espinoso mexicano *Liomys irroratus* (Gray, 1868) en una selva seca del sur del estado de Morelos. Tesis de Licenciatura, Universidad Autónoma del Estado de Morelos. Cuernavaca, Morelos.
- MEJENES-LÓPEZ, S. de M. A., M. Hernández-Bautista, J. Barragán-Torres y J. Pacheco Rodríguez. (2010). Los mamíferos en el Estado de Hidalgo, México. *THERYA*, Diciembre, 2010. Vol.1 **(3)**:161-188
- MONÉS, A. (1968). Restos óseos de mamíferos contenidos en regurgitaciones de lechuza del estado de Oaxaca, México. *Anales del Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Serie de Zoología* **39**: 169-172.
- MONGE, J. (2008). Estructura poblacional y actividad reproductiva de la rata de campo (*Sigmodon hirsutus*) durante un ciclo de producción de maní (*Arachis hypogaea*) en Costa Rica. *Agronomía Costarricense* **32(2)**: 161-167.
- MORENO, C. (2001). Métodos para medir la biodiversidad. *M & T – Manuales y Tesis SEA, Vol. 1*: 84.
- MORGAN, E. S. K., J. H. Brown y R. Parmenter. (2000). Rodents, plants, and precipitation: spacial and temporal dynamics of consumers and resources. *Oikos* **88**: 470-482.
- ORTEGA J. (2005). Composición de la fauna mastozoológica de la presa cajón de peña, Tomatlán, Jalisco. México, D. F. *Revista Mexicana de Mastozoología* **8**:9-20.

- PNUMA. Programa de Naciones Unidas y Medio Ambiente. (1992). Río de Janeiro.
- POMPA-CASTILLO. (2015). Efecto de los incendios sobre la diversidad florística en el Bosque de pino piñonero en Cardonal, Hidalgo. Tesis de Licenciatura. Distrito Federal. FES Zaragoza. UNAM. México. D. F.
- RAMÍREZ-PULIDO, J., N. González-Ruiz, A. L. Gardner y J. Arroyo-Cabrales. (2014). List of recent land mammals of Mexico, 2014. *Special Publications*, number 63. The Museum of Texas.
- RETANA, O. G., y C. Lorenzo. (2002). Lista de los mamíferos terrestres de Chiapas: endemismo y estado de conservación. *Acta Zoológica Mexicana* (nueva serie) **85**:25-49.
- ROMERO, A. L., C. Sánchez, C. García y R. D. Owen. (2000). Mamíferos pequeños. Manual de técnicas de captura, preparación, preservación y estudio. Facultad de Ciencias UNAM. México 151 pp.
- ROMERO, A. L., C. Sánchez, C. García y R. D. Owen. (2007). Mamíferos pequeños Manual de técnicas de captura, preparación, preservación y estudio Facultad de Ciencias UNAM. México, D.F. 201 pp.
- ROSENZWEIG, M. L. (1973). Habitat selection experiments with a pair of coexistin heteromyid rodent species. *Ecology*, **54**:111-117.
- ROSENZWEIG, M. L. y J. Winakur. (1969). Population ecology of desert rodent communities: habitat and environmental complexity. *Ecology*, **50**:558-572.
- SAMANIEGO, H. A. (2003). Deslaves y sus efectos de borde sobre la comunidad de roedores en un bosque mesófilo de montaña. Tesis de Maestría en Manejo de Fauna Silvestre. Instituto de Ecología A. C.
- SÁNCHEZ-CORDERO, V. y M. Canela. (1991). Estudio poblacional de roedores en un bosque de pino del Eje Neovolcánico Transversal Mexicano. *Anales*

del Instituto de Biología. Universidad Autónoma de México. Serie Zoológica.
62(2): 319-340.

SÁNCHEZ-CORDERO, V., A. T. Peterson, E. Martínez Meyer y R. Flores. (2005). Distribución de roedores reservorios del virus causante del síndrome pulmonar por hantavirus y regiones de posible riesgo en México. *Acta Zoológica Mexicana* **21(3): 79-91.**

SANTIAGO-MARCIAL A. E. (2008). Área de actividad y movimiento de *Liomys irroratus* (Gray, 1868) en una selva mediana en el ejido Tepezcuintle, Tuxtepec, Oaxaca. Tesis de Maestría. CIIDIR-Oaxaca. Instituto Politécnico Nacional. Santa Cruz Xoxocotlán, Oaxaca. México.

SANTOS-MORENO, A. y A. M. Alfaro E. (2009). Mammalian prey of barn owl (*Tyto alba*) in southeastern Oaxaca, Mexico. *Acta Zoológica* **25 (1): 143-149.**

SULLIVAN, T.P. y J. O. Boateng. (1996). Comparison of small-mammal community responses to broadcast burning and herbicide application in cutover forest habitats. *Can. J. For. Res.* **26**, 462-473.

VAMSTAD M.S., y J.T. Rotenberry. (2010). Effects of fire on vegetation and small mammal communities in a Mojave Desert Joshua tree woodland. *Journal of Arid Environments* **74**: 1309-1318.

VÁZQUEZ, L. B., R. Medellín y G. Cameron. (2000). Population and community ecology of small rodents in montane forest of western Mexico. *Journal of Mammalogy*, **81**:77-85.

VILLA, B. R. y F. A. Cervantes. (2003). Los Mamíferos de México. Grupo Editorial Iberoamérica. Instituto de Biología UNAM. México, D.F. 140 pp.

VILLA-RAMÍREZ, B. (1953). Mamíferos silvestres del Valle de México. *Anales del Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México (Serie Zoológica)* **23**:269–492.

WHITTAKER, R. H. (1972). Evolution and measurement of species diversity.
Taxon, **21(2/3)**:213-251.

WILSON, D. E. (1968). Ecological distribution of the genus *Peromyscus*.
Southwestern. *Naturalist*, **13**:267-274.