



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE  
MÉXICO**

---

---

**FACULTAD DE CIENCIAS**

**DENSIDAD POBLACIONAL DE ROEDORES  
CRICÉTIDOS DEL SUELO DE CONSERVACIÓN  
CONTRERENSE, DISTRITO FEDERAL.**

**T E S I S**

**QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE**

**B I Ó L O G O  
P R E S E N T A :**

**PABLO VLADIMIR CRUZ SIERRA**

**DIRECTOR DE TESIS: BIÓL. HÉCTOR CARLOS OLGUÍN MONROY**



**FACULTAD DE CIENCIAS**

**UNAM**

**2009**



Universidad Nacional  
Autónoma de México



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

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

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

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

## Hoja de Datos del Jurado

Formato	Ejemplo
1. Datos del alumno Apellido paterno Apellido materno Nombre(s) Teléfono Universidad Nacional Autónoma de México Facultad de Ciencias Carrera Número de cuenta	1. Datos del alumno Cruz Sierra Pablo Vladimir 53 96 39 10 Universidad Nacional Autónoma de México Facultad de Ciencias Biología 099065876
2. Datos del tutor Grado Nombre(s) Apellido paterno Apellido materno	2. Datos del tutor Biol Héctor Carlos Olguín Monroy
3. Datos del sinodal 1 Grado Nombre(s) Apellido paterno Apellido materno	3. Datos del sinodal 1 Dra Livia León Paniagua
4. Datos del sinodal 2 Grado Nombre(s) Apellido paterno Apellido materno	4. Datos del sinodal 2 Dr Pablo Claudio Rojas Lara
5. Datos del sinodal 3 Grado Nombre(s) Apellido paterno Apellido materno	5. Datos del sinodal 3 M en Biol Zamira Anahí Ávila Valle
6. Datos del sinodal 4 Grado Nombre(s) Apellido paterno Apellido materno	6. Datos del sinodal 4 M en Biol Gabriela Selene Ortiz Burgos
7. Datos del trabajo escrito Título Subtítulo Número de páginas Año	7. Datos del trabajo escrito Densidad Poblacional de roedores cricétidos del Suelo de Conservación Contrerense, Distrito Federal 58 p 2009

Dedico enteramente esta Tesis a mi mamá Nadya Sierra Galván y mi papá Marco Antonio Cruz, pero muy en especial quiero dedicarla a Mi abuelita "Chayito", que sé que estaría muy orgullosa por ver culminado este gran esfuerzo.

Los amo.

## AGRADECIMIENTOS

A mi mamá por ser mi motor para seguir adelante, por su apoyo, por su amor, su comprensión, regaños, alegrías, enojos, por ser un ejemplo a seguir, por la fortaleza que me transmite, por ayudarme a ser mejor persona y sacarme adelante, gracias mamá...te amo.

A mi papá que siempre ha sido un enorme apoyo durante mis estudios y mi formación como persona, por ser un excelente ser humano, por ser quien es, por su cariño, comprensión y paciencia, estoy orgulloso de ti... te amo.

A toda mi familia por todas las palabras de aliento y cariño.

A la UNAM y a la Facultad de Ciencias por abrirme las puertas de la sabiduría, cultura, arte, educación, y permitir mi desarrollo como biólogo y como persona.

A la Dra. Livia León por permitirme ser parte del Museo de Zoología, por el tiempo que dedicó en leer esta Tesis, por sus invaluable consejos y enseñanzas, pero sobre todo por la gran paciencia que tuvo conmigo.

A Héctor Olgún por ser mi director de tesis, por su ayuda, por todos sus consejos, comentarios, enseñanzas, paciencia, guía, enojos, risas, bromas, regaños, por la confianza que depositó en mí, por todas las cosas que me llevaron a mi formación, pero sobre todo por su gran amistad.

A mis sinodales, Dr. Pablo Rojas, M.en Biol. Selene Ortiz y Anahí por el valioso tiempo que me brindaron, por su atención, por sus comentarios y sugerencias para enriquecer este trabajo.

A Yire que sin él, el trabajo de campo hubiera sido aburrido y el marcaje de los ratones hubiera sido más difícil de lo que fue pero sobre todo por su amistad. A Israel por que sin él hubiera sido imposible llegar al campo y por su ayuda cuando la necesité en el campo, gracias amigo.

A Cesar Ríos por su gran y muy valiosa ayuda en la elaboración de los mapas, por su paciencia, consejos y amistad.

A todos los integrantes del Museo con quienes hice una gran amistad: los "herpes" Beto, Isra, Manolo, Uri, Luis; a los "ornis", Cesar, Erick, Marco, Daniela y a todos los "mastos" Héctor, Yire, Darcy, Anahí, Susette, Cirene, Laura y Diana, y a todos los que son parte del museo; a todos gracias por los momentos agradables en el museo que tanta falta hacen a veces, por todas las risas que soltamos y por todas las que aún nos faltan por soltar.

A todos mis amigos de la carrera Yire, Miguel, Pancho, Adrian, Luis, Tania, Silvia, Karla, Sol, Marcela, Rosa y Marina; con quienes pasé momentos inolvidables durante la carrera, en las salidas al campo, en la facultad y fuera de ella, por todas esas carcajadas, por todas las tonterías que hicimos, por todas las palabras de aliento que me dieron para concluir este trabajo; y a los que no mencioné gracias por todo.

A mis entrañables amigos Julio, Meza y Tony por estar siempre conmigo en las buenas, en las malas y en las "remalas", por sus consejos y todos esos momentos divertidos y no tan divertidos que hemos pasado juntos, los quiero mucho.

**Esta Tesis se desarrolló como parte de las actividades del Proyecto  
“Manejo de Ecosistemas y Desarrollo Humano, en la Cuenca del Río Magdalena”,  
de la Universidad Nacional Autónoma de México  
a cargo del Dr. Fco. Javier Álvarez Sánchez**

# INDICE

## RESUMEN

INTRODUCCIÓN.....	1
DINÁMICA POBLACIONAL.....	2
ANTECEDENTES.....	5
OBJETIVOS.....	7
ÁREA DE ESTUDIO.....	8
LOCALIZACIÓN.....	8
RELIEVE.....	9
GEOLOGÍA.....	9
HIDROLOGÍA.....	10
CLIMA.....	11
VEGETACIÓN.....	11
MATERIAL Y MÉTODO.....	14
ANÁLISIS DEMOGRÁFICO PARA CADA POBLACIÓN DE ROEDORES.....	17
PROPORCIÓN DE SEXOS.....	18
ESTRUCTURA DE EDADES.....	18
RESULTADOS.....	19
DINÁMICA POBLACIONAL.....	19
PROPORCIÓN DE SEXOS.....	24
ESTRUCTURA DE EDADES.....	28
DISCUSIÓN.....	33
DINÁMICA POBLACIONAL.....	34
PROPORCIÓN DE SEXOS.....	40
ESTRUCTURA DE EDADES.....	41
CONCLUSIÓN.....	43
LITERATURA.....	44
ANEXO I.....	55

## RESUMEN

El presente trabajo estudia la densidad poblacional de los roedores cricétidos de La Cuenca Alta del Río Magdalena, enclavada en el Suelo de Conservación Contrerense, Distrito Federal. Durante un año, en cada periodo estacional, se estimó la densidad poblacional mediante captura-recaptura en los tres hábitats predominantes de la cuenca: bosque de *Quercus*, bosque de *Abies religiosa* y bosque de *Pinus hartwegii*. En cada hábitat se estableció un cuadrante de una hectárea, dividido en 121 estaciones de muestreo ubicadas en red, con una distancia de 10 m entre ellas. Se observó que la densidad promedio durante todo el año fue mayor en el bosque de *Abies religiosa* (15 ind/ha) seguida del bosque de *Pinus hartwegii* (11.25 ind/ha) y menor en el bosque de *Quercus* (4.75 ind/ha). En cuanto a la estacionalidad, el bosque de *Abies religiosa* presentó mayor densidad en verano, para el bosque de *Quercus* se encontró la mayor densidad en primavera y verano, finalmente en el bosque de *Pinus hartwegii* la estación en la que se registró una mayor densidad fue en otoño. Es muy probable que lo anterior se deba a que en altitudes mayores se ha reportado una densidad mayor.



## INTRODUCCIÓN

México, por su ubicación geográfica y su compleja topografía, es poseedor de una gran variedad de comunidades naturales que albergan una elevada diversidad y riqueza de especies de plantas y animales, 10 % de la biodiversidad terrestre del planeta; esto debido a la confluencia de áreas biogeográficas distintas como la Neártica y la Neotropical, separadas entre sí por una amplia y compleja zona de transición (Toledo, 1988).

El Distrito Federal, a pesar de contener una de las ciudades más grandes del mundo, todavía cuenta con importantes áreas de reserva natural, las cuales representan más de la mitad de su territorio. De las cerca de 146 mil hectáreas que componen el territorio del Distrito Federal, 87 mil constituyen el Suelo de Conservación Ecológica, del cual cerca del 75 % son de propiedad social (i.e. comunidad o ejido). El Suelo de Conservación abarca superficies de nueve delegaciones políticas, aunque la mayor parte se concentra en Álvaro Obregón, Cuajimalpa, Magdalena Contreras, Milpa Alta, Tlalpan y Xochimilco (CORENADER, 2003).

El Gobierno del Distrito Federal ha reconocido públicamente que la viabilidad actual y futura de la ciudad de México depende de manera significativa de la existencia del Suelo de Conservación por los servicios ambientales que éste proporciona. Es por esta razón que las acciones para su restauración y conservación resultan prioritarias dentro de las estrategias de gobierno en materia de medio ambiente (Ávila-Akerberg, 2004).

El Distrito Federal obtiene el agua que requiere para sus actividades de tres fuentes principales: 71 % se extrae de los mantos acuíferos, 26.5 % proviene de las Cuencas de los ríos Lerma (Estado de México) y Cutzamala (Guerrero) y el resto de las pocas fuentes superficiales que aún quedan en la Cuenca de México, como el Río Magdalena (SMADF, 2003).

El Río Magdalena es uno de los cuerpos de agua más importantes de la Ciudad de México, ya que es empleado como fuente de abastecimiento de agua potable. Su volumen de agua permanente es de aproximadamente  $1 \text{ m}^3/\text{s}$ ; su escurrimiento máximo estimado es de  $20.1 \text{ m}^3/\text{s}$  y la longitud de su cauce principal en la parte alta es de 15 km. Además, en términos ambientales el mayor aporte que hace la cuenca del Río Magdalena a la ciudad es que el tipo de suelo y las masas forestales que sostiene, permiten la infiltración del agua de lluvia al acuífero del Valle de México. Garza (2000) enfatiza la importancia de proteger el área de

bosques de la Magdalena Contreras no sólo para preservar su fisonomía, sino para garantizar la sustentabilidad presente y futura de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México. En palabras de Rzedowski y Calderón de Rzedowski. (2001), “en las partes media y alta de las montañas de la Cuenca de México, la única garganta de cierta magnitud existente es la cuenca alta del Río Magdalena”.

#### DINÁMICA POBLACIONAL

Un aspecto de singular importancia en el estudio de los animales silvestres es el de conocer la dinámica de sus poblaciones, que por medio de la demografía nos permite advertir si el tamaño de la población está aumentando, disminuyendo o si permanece constante; este conocimiento es de gran utilidad para quien está interesado en entender cuestiones que incluyen la determinación del estatus de conservación de una población (Lemos *et al.*, 2005).

La dinámica poblacional se refiere al estudio de los cambios que sufre el número de organismos que conforman a una población y entender como cambia el tamaño de la misma a lo largo del tiempo y los factores causales de estos cambios (Sánchez Navarrete, 1981). La dinámica de las poblaciones se ve afectada por innumerables causas que incluyen factores netamente demográficos como el número de crías que puede tener una hembra y el promedio del largo de su vida; factores ambientales bióticos como la competencia (ya sea con los demás miembros de la población o con organismos de otra especie) o la depredación y factores ambientales abióticos como variaciones climáticas y eventos catastróficos como los huracanes (Lemos *et al.*, 2005).

En el estudio de la mastofauna, existe un gran interés en contrastar las diferencias demográficas y reproductivas que muestran poblaciones de una especie, o bien, especies emparentadas, a lo largo de gradientes geográficos, ya sean altitudinales, latitudinales o longitudinales con la intención de evaluar las tácticas de historia de vida de los mamíferos en general (Boyce, 1981; May y Rubistein, 1984). Dentro de los mamíferos, los roedores han constituido un grupo apropiado para abordar aspectos demográficos, debido a la relativa facilidad con que se puede obtener información poblacional precisa y detallada, indispensable para tratar este tema (Fleming, 1975; Millar, 1975; Eisenberg, 1981).

Por otro lado, la deforestación en México se encuentra estimada en un 2 % al año, lo que provoca una gran pérdida, no solo a nivel de vegetación sino también en la fauna que lo habita y en sus interacciones ecológicas (Dirzo, 1992; Ceballos y García, 1995), Por lo que la modificación en la estructura vegetal afecta las poblaciones animales ya que hay pérdida de las zonas de refugio y zonas de alimentación según sea el caso (Dunstan y Fox, 1996). Debido al cambio en las poblaciones de los animales, a causa de la fragmentación en el ambiente, puede ocurrir una modificación en los patrones ecológicos entre las especies vegetales y animales que habitan dentro de las comunidades vegetales (Ceballos y García, 1995; Chiarello, 2000).

Se ha observado que dentro de las comunidades de mamíferos, algunas especies son más susceptibles a la perturbación del ambiente, otras por el contrario se ven beneficiadas con las modificaciones, mostrando abundancias elevadas pero con poca estabilidad en sus poblaciones (Adler *et al.*, 1997). Asimismo, se ha encontrado que las habilidades morfológicas o filológicas, junto con los requerimientos de la especie al medio en que habitan, influye en la densidad poblacional en las zonas perturbadas (Laurence, 1990; Nupp y Swihart, 1998, 2000; Waters y Zabel, 1998; Lynam y Billick, 1999, Cuarón, 2000; Kelt, 2000; Laidlaw, 2000).

Se eligió el grupo de los roedores por tratarse de un grupo muy exitoso en términos de diversidad faunística y estrategia reproductiva. Con una distribución virtualmente cosmopolita, encontrándose en una gran variedad de nichos, además de poseer poca capacidad de desplazamiento, por lo que se ven fuertemente asociados a ciertas condiciones ambientales; igualmente, participan en la transformación del ambiente a través de sus hábitos (Romo, 1993).

Los patrones de movimiento de mamíferos pequeños en condiciones naturales son esenciales para el conocimiento de su ecología, ya que factores bióticos y abióticos influyen en su actividad (Blaustein, 1981; Ramírez, 1995).

Generalmente, no es posible efectuar censos o conteos visuales directos, por lo que se emplean modelos matemáticos diseñados para estimar el tamaño poblacional, y que se basan en métodos de captura de individuos. El método más empleado es el de captura, marcaje y recaptura de individuos durante sesiones de trampeo consecutivas (Sánchez-Cordero *et al.*, 1997). Estos modelos matemáticos, referidos como modelos de captura y recaptura, se dividen en tres grupos de acuerdo con los supuestos que contienen (Begon, 1979):

- Los modelos matemáticos para poblaciones “demográficamente cerradas” (PDC) incluyen aquellos que asumen que, durante las sesiones de trampeo, no se presentan muertes, nacimientos, inmigraciones ni emigraciones de individuos. Los modelos para PDC se enfocan a dar una estimación instantánea del tamaño de la población en tiempo y espacio (White *et al.*, 1982).
- Los modelos matemáticos para poblaciones “demográficamente abiertas” (PDA) asumen que durante las sesiones de trampeo se presentan nacimientos, inmigraciones, muertes y emigraciones de individuos. Los PDA son matemáticamente más complejos, ya que incorporan variaciones en la probabilidad de captura de individuos en las sesiones de trampeo (Pollock *et al.*, 1989).
- Y los métodos de enumeración; no son propiamente modelos matemáticos, y consisten en un conteo progresivo del número de individuos capturados y recapturados en las sesiones de trampeo. Este método fue sugerido por Krebs (1966), donde propone el cálculo del Número Mínimo de Individuos Vivos (NMIV) en la población. El método del NMIV es extensamente utilizado en estudios poblacionales de mamíferos pequeños (Nichols y Pollock, 1983).

Con el presente trabajo, realizado a lo largo de un año de estudio, se pretenden describir los patrones demográficos de una comunidad de roedores del Suelo de Conservación Contrerense (SCC), al sur del Distrito Federal. Este contribuirá al conocimiento sobre estos aspectos para algunas especies de roedores de la Faja Volcánica Transmexicana.

## ANTECEDENTES

Los primeros estudios de captura-recaptura fueron realizados a principios de la década de 1930 para estimar el tamaño poblacional (Jackson, 1933; Lincon, 1930; Santos-Moreno *et al.*, 2007). Siendo a partir de la década de 1950 cuando este tipo de estudios se popularizó. La información obtenida con el proceso de captura-marcaje-liberación-recaptura puede ser resumida en una historia de capturas, las cuales son susceptibles de análisis por una gran variedad de modelos y métodos (Santos-Moreno *et al.*, 2007).

Un notable número de estudios poblacionales en *Peromyscus* y *Microtus* se han desarrollado en ambientes estacionales de pastizales y bosques templados de Estados Unidos de América y Canadá, detectándose correlaciones significativas entre la duración de la época reproductiva con variables demográficas y reproductivas, que explican como persisten las poblaciones en estos hábitats (Millar *et al.*, 1979; Keller, 1983; Millar y Innes, 1983; Taitt y Krebs, 1983; Merritt, 1984; Millar, 1984; 1990;).

En México los estudios de poblaciones de mamíferos típicamente emplean métodos de enumeración como los trabajos realizados por Chávez-Tapia y Gallardo-Villegas (1993), Sánchez-Cordero y Canela-Rojo (1991) y Sánchez-Cordero *et al.* (1997) y García-Estrada (1999); en muy pocos se utilizan métodos probabilísticos, como el realizado por Zalapa (2005).

Son pocos los estudios poblacionales, algunos de los realizados en el país son el de Bonilla (1999), quien llevó a cabo un estudio poblacional de roedores en un bosque mesófilo de montaña en el estado de Oaxaca; el de Pérez (2004), quien realizó un estudio demográfico en un bosque tropical caducifolio en la misma entidad; otro trabajo a resaltar es el de Ramírez-Olivos (1995), quien efectuó un trabajo de densidad poblacional con roedores en el Volcán Malinche, Tlaxcala.

Las investigaciones acerca de las especies de mamíferos que habitan las regiones templadas son limitadas, existiendo en este sentido una mayor fuente de información sobre distribución y sistemática. Contrariamente, son escasos los aportes donde se tratan temas de la historia natural de estos organismos (Ramírez-Olivos, 1995).

Sánchez *et al.* (1990) en su trabajo realizado en la Sierra del Ajusco en la Faja Volcánica Transmexicana, sobre la fluctuación poblacional de *Neotomodon alstoni alstoni*, Sánchez-Cordero y Canela-Rojo (1991), efectuaron un estudio poblacional de roedores en un bosque de pino en el mismo sitio.

El primer trabajo oficial para el área de estudio pertenece a Villa (1953) quien realizó un inventario sobre los mamíferos silvestres del valle de México (Chávez, 2006).

En cuanto a la estructura de la comunidad, se tienen algunos estudios realizados con diferentes especies de roedores del Ajusco que abordan aspectos alimentarios y de reproducción, descripción del microhábitat y demografía, entre estos podemos citar los de Villa (1953), Rojas (1984), Williams (1984), Ramírez (1986), Prieto (1988), Chávez (1988), Sánchez, Rojas y Chávez (1990), Chávez y Gallardo (1993) y Álvarez (1993), además se cuenta con el trabajo sobre densidad poblacional de Vázquez (1980), y por ultimo el de Canela-Rojo (1981), acerca del ámbito hogareño de roedores y su dinámica poblacional en el Ajusco.

## OBJETIVO

### OBJETIVO GENERAL

- Describir la densidad poblacional de los roedores cricétidos del Suelo de Conservación Contrerense.

### OBJETIVOS PARTICULARES

1 - Conocer la diversidad poblacional de los roedores cricétidos.

2 - Calcular la proporción de sexos en las poblaciones de roedores durante las cuatro estaciones del año

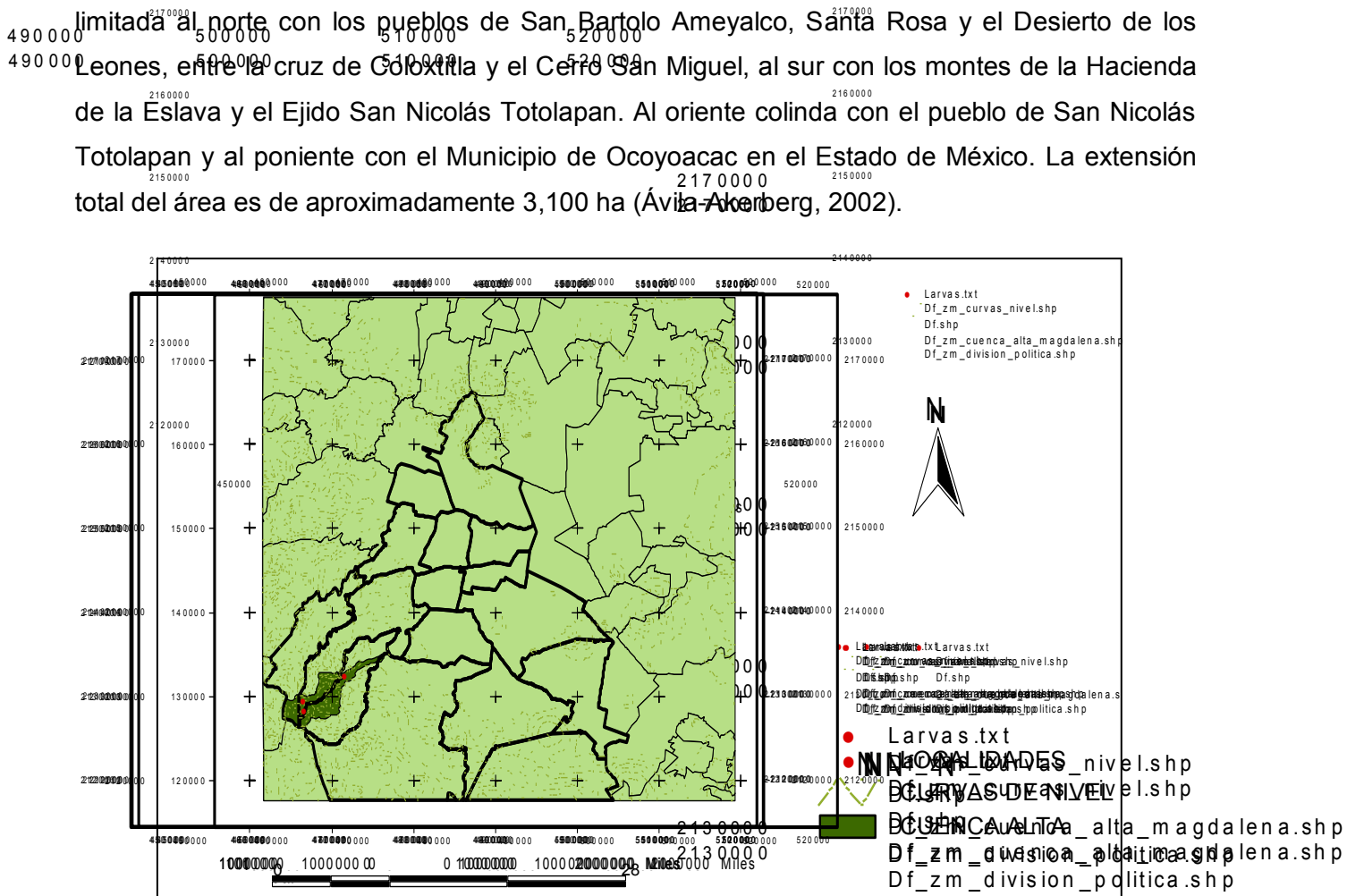
3 - Establecer la estructura de edades que presentan las poblaciones.

# ÁREA DE ESTUDIO

## LOCALIZACIÓN

La Faja Volcánica Transmexicana alberga en su sistema montañoso a la Cuenca Alta del Río Magdalena, ubicada en el Valle de México, en la vertiente occidental de la Sierra de las Cruces, región que continúa de la Sierra del Chichinautzin, el cual es el parteaguas de esta cuenca con la del Balsas. De ésta, la mayor parte del área pertenece al Distrito Federal y una pequeña franja en la zona más alta está en el Estado de México.

Abarca parte de las delegaciones políticas Magdalena Contreras, Álvaro Obregón y Cuajimalpa, en el Distrito Federal, mientras que para el Estado de México sólo la región oriental del municipio Ocoyoacac, y se encuentra ubicada entre los paralelos  $19^{\circ} 14' 35''$  y  $19^{\circ} 17' 53''$  de latitud norte y los meridianos  $99^{\circ} 15' 06''$  y  $99^{\circ} 20' 18''$  de longitud oeste (Figura 1). Está limitada al norte con los pueblos de San Bartolo Ameyalco, Santa Rosa y el Desierto de los Leones, entre la cruz de Coloxtla y el Cerro San Miguel, al sur con los montes de la Hacienda de la Eslava y el Ejido San Nicolás Totolapan. Al oriente colinda con el pueblo de San Nicolás Totolapan y al poniente con el Municipio de Ocoyoacac en el Estado de México. La extensión total del área es de aproximadamente 3,100 ha (Ávila-Akerberg, 2002).



212 000  
212 000





## RELIEVE

La altitud mínima de la Cuenca Alta del Río Magdalena, es de 2,600 msnm en el noreste, límite que divide el área ecológica de la urbana. La altitud aumenta en dirección NE a SO, así como a ambos lados del Río Magdalena. El cerro más alto con 3,850 m de altitud es el Muñeco, ubicado en el extremo SO de la cuenca, dentro del Municipio de Ocoyoacac, Estado de México. El Oeste lo conforman los cerros Meyuca, Zacazontetla, los Cajetes, las Palomas, Sasacapa, la Coconetla, Piedras Encimadas, Tarumba, Piedra del Agua y Nezehuiloya. Mientras que en el Este se localizan los cerros el Aguajito, las Canoas y Panza. Asimismo, las geoformas también se componen de diversas cañadas como la de Atzoma, Cainotitas, Tlapuente y Tejocote. En la distribución de los cerros resalta la dirección que guardan el Aguajito y Piedras Encimadas cuya formación es resultado de una misma fractura (Álvarez, 2000).

El extremo Noreste de la cuenca constituye la parte más baja con pendientes inclinadas que forman un desnivel de 400 m. Esta parte de la cuenca corresponde al pie de monte de la Sierra de las Cruces en su ladera oriental de la porción sur (Álvarez, 2000).

La acción erosiva hídrica, así como el resto de los procesos fisicoquímicos han tenido un importante efecto sobre el relieve montañoso incluso el desgaste que la corriente del Río Magdalena tienen sobre el relieve, ha formado un valle intermontano longitudinal joven (Álvarez, 2000).

## GEOLOGÍA

El basamento de La Cuenca Alta del Río Magdalena está constituido por macizos de la Sierra de las Cruces, cuya edad se registra de principios del Terciario, alcanzando el Terciario Superior (Cervantes, 1987; Ávila-Akerberg, 2002). Las áreas que circunscriben a La Cuenca Alta del Río Magdalena están formadas por la actual Sierra de las Cruces.

Hubo un tiempo en que las manifestaciones volcánicas cesaron y se originaron fallas en la parte meridional de la Cuenca de México, de las cuales no hay una ubicación precisa, pero en la Sierra de las Cruces existen paredes abruptas a una altitud de 2,800 msnm y en este afallamiento corre el Río Magdalena (Álvarez, 2000).

El cauce del Río Magdalena se adapta por completo a la estructura derivada de la falla que condiciona su cuenca alta y cuya manifestación más sobresaliente es la Cañada de Contreras, que es el resultado de un afallamiento en bloques, quedando blancos abruptos "cortados" de forma regular, donde el río se encajona en estrechos márgenes (Cervantes, 1987; Ávila-Akerberg, 2002).

Fenómenos posteriores al tectonismo provocaron cambios en la estructuración de la cuenca y sus alrededores. Las condiciones climáticas semiáridas pero con intensas lluvias arrasaron las formaciones poco consolidadas y llevaron a la depositación de extensos abanicos aluviales en el flanco Este de la Sierra de las Cruces (Ávila-Akerberg, 2002).

#### HIDROLOGÍA

La Cuenca Alta del Río Magdalena se localiza en la vertiente que forman las sierras del Ajusco y de las Cruces, en su unión al Suroeste de la cuenca del Río Eslava y al Noroeste, por las cabeceras de los ríos Mixcoac, Guadalupe y Anzaldo (Arenas y Cravioto, 1969).

El Río Magdalena tiene una longitud total de 21.6 km, de los cuales 17 km recorren los bosques de la cuenca alta. Posteriormente, el río penetra en la zona urbana hasta llegar a la Presa Anzaldo, con un recorrido de cuatro km. A partir de esta presa el Río Magdalena es entubado y dirigido hacia el Río Churubusco en un trayecto de dos km. Las aguas continúan su recorrido por el gran canal de desagüe, para salir de la Cuenca de México a través de los túneles artificiales de Tequixquiac, donde llega a la cuenca del Río Tula (Álvarez, 2000).

El Río Magdalena está alimentado por una gran cantidad de manantiales, entre los cuales destacan:

- Los Pericos, al Norte del Río Magdalena, 400 metros al Oeste del Tercer Dinamo
- Las Ventanas, en la ladera Sur del Cerro Pahueyxiót
- San Miguel, al Noreste del Cerro de la Palma en la margen izquierda de la Barranca de San Miguel
- Cieneguillas, al poniente del Cerro de la Palma formando el nacimiento del Río Magdalena
- Temascalco y San José, dos manantiales que se originan al Norte de la Presa Aila y que vierten sus contenidos a la altura del Cuarto Dinamo

## CLIMA

Conforme al sistema de clasificación de Köppen, modificado por García (1978), en la parte baja de La Cuenca Alta del Río Magdalena comprendida entre los 2,400 y 2,800 msnm se presenta el subtipo climático C(w2)(w)(b)ig. Caracterizado por ser templado subhúmedo, el más seco de los subhúmedos, con lluvias en verano y un cociente de P/T mayor de 55.3; templado con verano fresco largo, temperatura media anual entre 12 y 18°C, temperatura del mes más frío entre -3 y 18°C y la del mes más caliente entre 6.5 y 22°C, con poca oscilación térmica y marcha de la temperatura tipo Ganges. Entre el Tercer Dinamo y hasta las partes más altas de la cuenca (Ávila-Akerberg, 2002), de los 2,800 a los 3,500 msnm el clima es C(w2)(w)(b')ig, el cual sólo difiere del anterior por presentar un verano fresco corto "b'", y que la oscilación térmica es menor a 5°C, o sea isotermal (García, 1978).

Aunque la Cuenca de México se localiza en la zona intertropical, el aumento de altitud influye en el descenso de la temperatura (Jujnovsky, 2003).

La precipitación alcanza los niveles más altos registrados en la Cuenca de México con un promedio de 712 mm anuales, concentrados en un 80% de mayo a septiembre (Ontiveros, 1980).

La temporada lluviosa se presenta en el verano, siendo julio el mes con mayor cantidad de precipitación, alcanzando un valor superior a 250 mm y que coincide con la isoyeta anual de 1,200 mm. El porcentaje de lluvia invernal es menor del 5% con respecto al total anual; los porcentajes altos de lluvia para el período mayo-octubre varían del 80 al 94% de la lluvia total anual, lo cual indica de manera clara que el régimen de lluvia que prevalece en la zona es eminentemente estival. Durante la época de lluvias se registran aguaceros de diversa índole, provenientes, principalmente, de nubes convectivas (García, 1978)

## VEGETACIÓN

Las comunidades boscosas presentes en La Cuenca Alta del Río Magdalena de acuerdo a Rzedowski *et al.* (2001) son: bosque de *Abies*, bosque mesófilo de montaña, bosque de *Pinus hartwegii* y bosque de *Quercus*, los cuales se distribuyen a lo largo de un gradiente altitudinal que va de los 2,600 hasta los 3,750 msnm. Debido al gradiente climático y las condiciones de

humedad de la zona, la vegetación presenta una disposición en bandas altitudinales más o menos bien definidas, observándose solapamientos entre el bosque mesófilo de montaña, el bosque de *Quercus* y el bosque mixto (Ávila-Akerberg, 2002).

Ávila-Akerberg (2002) realizó la lista florística del lugar con la que se pudo valorar que en el área se encuentran 532 especies de plantas fanerógamas pertenecientes a 92 familias y 274 géneros, equivalente al 2.3% del total de la estimación para este grupo de plantas en el país (Rzedowski, 1991) o a 25% de las plantas vasculares en la Cuenca de México (Ávila-Akerberg, 2004).

Comunidad de *Quercus rugosa* – *Q. laurina*.

Los bosques de *Quercus* son frecuentes en la zona montañosa de la Cuenca de México y junto con los pinares, los encinares constituyen la mayor parte de la cubierta vegetal de áreas de clima templado y semihúmedo en México (Rzedowski y Calderon de Rzedowski, 2001). En la zona de estudio se encuentran entre los 2,600 y 3,000 msnm. El estrato arbóreo está dominado por *Q. rugosa* con coberturas de hasta 80%. Casi siempre se encuentra asociado con *Q. laurina* y a veces con *Q. crassipes*. Se desarrolla en pendientes de 20 hasta 60 grados. El suelo está cubierto generalmente por una capa de hojarasca.

Comunidad de bosque Mesófilo de Montaña

Esta comunidad se desarrolla en laderas abruptas y fondos de algunas cañadas entre los 2,500 y los 2,800 msnm en sitios protegidos de insolación fuerte y vientos (Rzedowski y Calderon de Rzedowski, 2001). Dentro de la zona de estudio, se encuentra en pequeños manchones cerca del Primer y Segundo Dínamo, entre los 2,650 y los 2,800 msnm; en zonas de alta humedad por donde fluyen pequeños arroyos cercanos al Río Magdalena. Es importante señalar que esta comunidad se encuentra muy deteriorada.

Comunidad de bosque Mixto

Se encuentra en la parte media de la cuenca, de los 2,800 a los 3,200 msnm. Representa una transición entre el bosque mesófilo de montaña y el bosque de *Quercus* a la comunidad de *Abies religiosa*.

#### Comunidad de *Abies religiosa* – *Senecio angulifolius*

Confinada a laderas de cerros y a menudo protegidos de la acción de vientos fuertes y de insolación intensa, se encuentran los bosques de *Abies religiosa* que se ven limitados para la Cuenca de México, a cañadas o barrancas más o menos profundas ofreciendo un microclima especial (Rzedowski y Calderon de Rzedowski, 2001).

En la zona de estudio, el bosque de *Abies religiosa* se encuentra a altitudes que van de los 2,900 hasta los 3,500 msnm. En extensión es el bosque más amplio dentro del SCC. Arriba de su límite altitudinal superior, se le puede encontrar en laderas de cerros con orientación Norte en transición con individuos de *Pinus hartwegii*. Se presenta en pendientes que van desde planas hasta inclinadas, pero los rodales más vigorosos se desarrollan en pendientes de 30 grados. El estrato arbustivo puede ser muy denso, probablemente por perturbación.

#### Comunidad de *Pinus hartwegii* – *Trisetum altijugum*

En general, los pinares son comunidades características de las montañas de México entre los 2,350 y los 4,000 msnm. Se trata de diversas asociaciones vegetales en las que prevalecen especies diferentes del género *Pinus* (Rzedowski y Calderon de Rzedowski, 2001). En la zona de estudio, la comunidad de *Pinus hartwegii* – *Trisetum altijugum*, se distribuye desde los 3,400 hasta los 3,750 msnm. Este bosque se ha visto afectado por incendios y en algunos puntos de la cuenca se pueden apreciar individuos quemados. En las partes más altas se asocian con zacatonal alpino. Generalmente se desarrollan en las partes planas aunque también se encuentra en laderas con pendientes de hasta 40 grados.

## MATERIAL Y MÉTODO

Este estudio se realizó entre Marzo de 2007 y Marzo de 2008. El trabajo abarcó un total de 12 salidas al campo durante un año, en cada periodo estacional, se estimó la densidad poblacional mediante el método de captura-recaptura. Se colocó un cuadrante para hacer el muestreo en red en los hábitats más representativos del área de estudio; Pino, Oyamel y Encino (ver Tabla 1), abarcando cada una de las estaciones (Primavera, Verano, Otoño e Invierno); cada cuadrante contó con 121 estaciones de trampeo en 11 líneas (1-11) con 11 columnas (A-K), separadas 10 m una estación de la otra (Figura 2).

Tabla 1. Muestra las coordenadas y altitud de los tres cuadrantes colocados en cada tipo de vegetación muestreado.

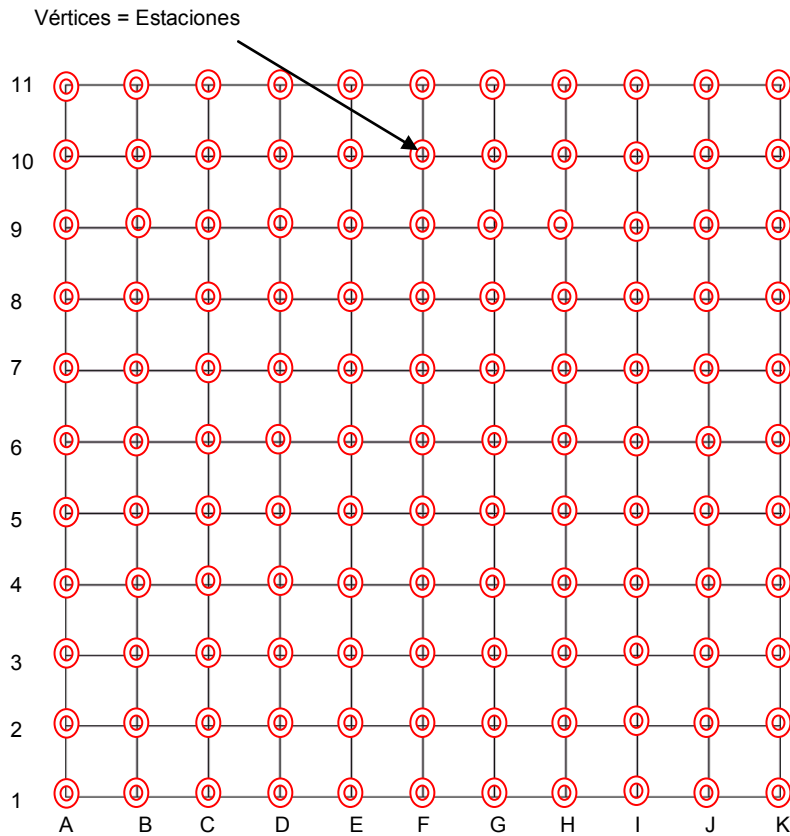
	Tipo de vegetación	Coordenadas		Altitud (msnm)
		X UTM	Y UTM	
PVCS 1	bosque de <i>Quercus</i>	471628	2132342	2709
PVCS 2	bosque de <i>Abies religiosa</i>	466628	2129205	3481
PVCS 3	bosque de <i>Pinus hartwegii</i>	466466	2128072	3393

En cada estación se colocó una trampa tipo Sherman para la captura de roedores vivos. Se cebaron las trampas con hojuelas de avena durante dos noches seguidas a partir de las 13:00 horas, con una revisión a las 11:00 horas del día siguiente y se volvieron a recebar para su revisión posterior.

Se marcó con una etiqueta plástica “flaging” cada uno de los sitios donde se colocó la trampa en las cuales se etiquetó el número de transecto y el sitio o estación de muestreo.

Algunos aspectos de suma importancia en el conocimiento de la demografía de las poblaciones de mamíferos terrestres pequeños, el número y características biológicas de la especie involucrada son la supervivencia, el tamaño de la población, la proporción de sexos y la estructura de edades, ciclo de vida, hábitos y costumbres, fisiología y genética; estas características distinguen a las diferentes poblaciones existentes dentro de una comunidad

(Sánchez Navarrete, 1981). Estos pueden ser estimados a partir de la captura, marcaje, liberación y su recaptura, método conocido simplemente como captura-recaptura (Santos-Moreno *et al.*, 2007)



100 m<sup>2</sup> = 1 ha. Total de trampas colocadas = 121

Figura 2. Retícula (muestreo en red) para el método de captura-recaptura de pequeños mamíferos en una hectárea de superficie

Se empleó el método de captura-recaptura del número mínimo de individuos vivos (NMIV) propuesto por Krebs (1966). Los animales capturados, fueron marcados mediante la ectomización de falanges (Figura 3). De cada organismo se registraron las siguientes variables: número de cuadrante, especie, fecha, estación de captura, número del espécimen, longitud total (mm), longitud de la cola vertebral (mm), longitud de la pata izquierda (mm), longitud de la oreja izquierda (mm), peso (g), sexo, edad, condición reproductora, presencia o ausencia de muda. Después del registro de datos los animales fueron liberados en su lugar de captura.

De los ejemplares capturados la segunda noche, se verificará la recaptura, por medio de la existencia de alguna de las marcas hechas anteriormente, si no fuera el caso se registrarán las variables mencionadas anteriormente.

Una buena técnica de marcaje es aquella en la cual un animal que ha sido marcado es fácilmente reconocible como un individuo en particular durante todo el tiempo en que se desarrolla el experimento. Sin embargo, es necesario que el tipo de marcas utilizado no afecte de manera alguna la sobrevivencia natural del animal. Además, es recomendable que la marca utilizada cause el mínimo dolor o estrés a los animales que se están marcando. Bajo estos principios se han desarrollado diferentes tipos de marcas que en algunos casos se refieren específicamente al tipo de animales con los que se está trabajando (Lemos *et al.*, 2005).

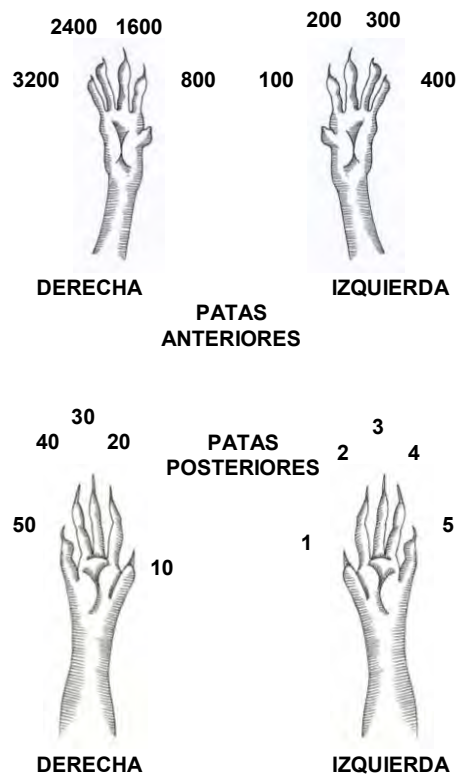


Figura 3. Sistema de numeración de falanges por el método de ectomización.

Un número grande de estudios de poblaciones, usan métodos basados en la recaptura de individuos marcados. Por este método se pueden estimar poblaciones tanto de anfibios,



reptiles, aves y mamíferos. El método requiere de un marcaje específico para cada grupo de individuos (Lemos *et al.*, 2005).

#### ANÁLISIS DEMOGRÁFICO PARA CADA POBLACIÓN DE ROEDORES

La densidad poblacional de cada sitio y periodo de muestreo se determinó por el método del NMIV, el cual se indicó para cada periodo de captura el número de individuos por hectárea (ind/ha), el total de individuos capturados por muestreo se usó para calcular el NMIV (Krebs, 1966), donde el número mínimo (**Ni**) de ratones vivos en el tiempo **i** se obtuvo de la suma del número de individuos capturados previamente marcados (**ni**) y recapturados (**Zi**):

$$\mathbf{Ni} = \mathbf{ni} + \mathbf{Zi}$$

Donde:

**Ni** = tamaño de la población al tiempo **i**;

**ni** = número de individuos capturados al tiempo **i**;

**Zi** = número de individuos capturados después del tiempo **i**.

El método de captura-recaptura NMIV, está considerado como uno de los más adecuados para evaluar poblaciones de mamíferos pequeños, debido a que es muy realista (Sánchez-Cordero *et al.*, 1997).

Un factor importante para el análisis del método del NMIV es el supuesto de que la mayoría de los individuos son capturados, por lo que se obtuvo el índice de trampeo de acuerdo con Krebs *et al.* (1976) para determinar la validez de este supuesto (Pérez, 2004):

$$IT = \frac{ni}{Ni}$$

Donde:

**ni** = número de individuos capturados al tiempo **i**

**Ni** = número de individuos estimados presentes al tiempo **i**

## PROPORCIÓN DE SEXOS

Considerando el total de capturas se analizó la proporción de sexos por especie. Se determinó el número de hembras con respecto al número de machos por periodo de captura y para el total de la población. Finalmente se empleó la prueba de Ji cuadrada ( $X^2$ ) para comparar la proporción de sexos ( $p \leq 0.05$ ).

## ESTRUCTURA DE EDADES

Para evaluar la estructura de edades en la población, se agruparon a los organismos de acuerdo a dos clases de edades: juveniles y adultos. Se definieron de acuerdo con sus características morfológicas externas, como la longitud total (mm), las características del pelaje, el peso (g) y la condición reproductiva (Chávez y Gallardo 1993).

## ESTADÍSTICOS

Todos los análisis estadísticos para obtener el NMIV (Krebs, 1966), la obtención de la Ji cuadrada y las proporciones de sexos, se realizaron utilizando el paquete Excel 2007 (Microsoft 2007).

## GRÁFICAS

Las graficas fueron realizadas utilizando el paquete Excel 2007 (Microsoft 2007) y modificadas en el paquete Word 2007 (Microsoft 2007).

## RESULTADOS

### DINÁMICA POBLACIONAL

Para los muestreos realizados se calculó el Índice de Trampeo (IT) para cada periodo estacional, obteniendo en primavera un valor de 0.833, en verano se observa un IT de 0.8, en otoño el esfuerzo de trapeo no refleja una muestra tan confiable como en primavera y verano (0.608), en invierno se obtuvo un IT de 0.32; con esto se puede decir que para primavera y verano el trapeo representa una muestra confiable de la población mientras que para otoño e invierno la muestra no lo es (ver Tabla 1).

Tabla 1. Índice de Trampeo obtenido para los bosques de *Quercus*, *Abies religiosa* y *Pinus hartwegii* para cada periodo estacional.

Hábitat	Primavera	Verano	Otoño	Invierno
bosque de <i>Quercus</i>	1	0.5	0	1
bosque de <i>Abies religiosa</i>	0.75	0.736	0.437	0.3
bosque de <i>Pinus hartwegii</i>	0.777	0.8	0.411	0.222
Total	0.833	0.8	0.608	0.32

Al analizar la densidad promedio para cada uno de los hábitats muestreados se detectó que fue mayor en el bosque de *Abies religiosa*, seguido del bosque de *Pinus hartwegii*, mientras que en el bosque de *Quercus* se obtuvo el menor promedio (ver Tabla 2 y Figura 4).

Tabla 2. Densidad (ind/ha) por cuadrante y promedio de roedores.

Hábitat	No. de Individuos por hectárea				Promedio
	Primavera	Verano	Otoño	Invierno	
bosque de <i>Quercus</i>	8	6	0	3	4.75
bosque de <i>Abies religiosa</i>	12	19	16	13	15.25
bosque de <i>Pinus hartwegii</i>	9	10	17	9	11.25

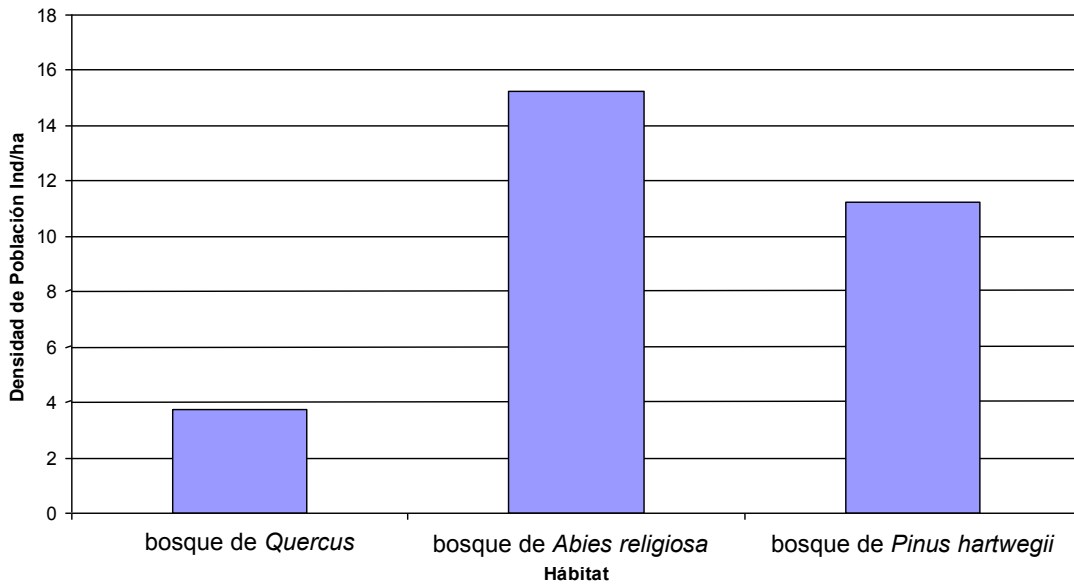


Figura 4.3. Se muestra el promedio de roedores capturados por hectárea en cada hábitat.

La densidad más alta registrada en el bosque de *Quercus* fue en el periodo de primavera, en el periodo de otoño no se consiguieron capturas, y en invierno se alcanzó la menor densidad, esta última mucho más baja que en los periodos de primavera y verano. La densidad de roedores que se obtuvo en el bosque de *Abies religiosa* en primavera fue la más baja en ese periodo, tuvo un ligero incremento en verano, en otoño se registró una disminución y en invierno se obtuvo la densidad más baja para este hábitat. En el bosque de *Pinus hartwegii* en el periodo de primavera e invierno se registró la misma densidad, en verano se detectó un ligero aumento en la densidad, en otoño se observó la mayor densidad de roedores y para el invierno disminuyó notablemente la densidad de roedores (ver Figura 5).

En el bosque de *Quercus* se registraron solo dos especies, *Neotomodon alstoni* y *Reithrodontomys megalotis*. La densidad obtenida para cada una de las especies varía mucho; para *Neotomodon alstoni* fue de 6 ind/ha en el periodo correspondiente a primavera, posteriormente en el periodo de verano la densidad disminuyó a 5 ind/ha; para el otoño la densidad cayó notablemente por el hecho de no obtener capturas; en invierno incrementó la densidad pero no significativamente, registrando solo 3 ind/ha. Alcanzando una densidad total para el bosque de *Quercus* de 14 ind/ha durante los cuatro periodos estacionales. La densidad obtenida para *Reithrodontomys megalotis* fue extremadamente baja registrándose tan solo en primavera (2 ind/ha) (ver Tabla 3 y Figura 6).

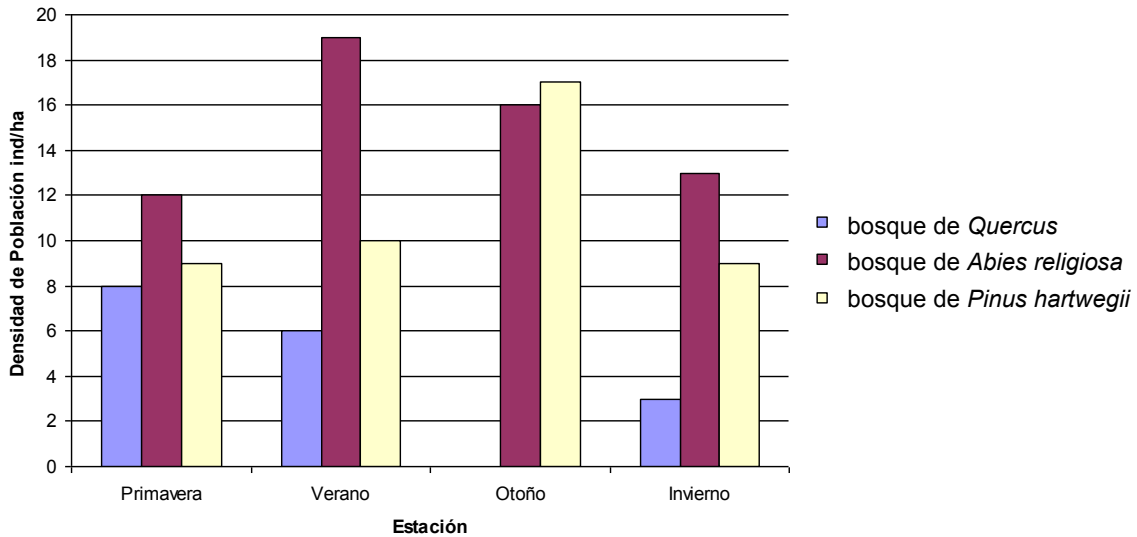


Figura 5. Se muestra la densidad para cada hábitat y estación del año.

Tabla 3. Densidad (ind/ha) por especie en el bosque de Quercus.

Especies	Primavera	Verano	Otoño	Invierno	Total
<i>Neotomodon alstoni</i>	6	5	0	3	14
<i>Reithrodontomys megalotis</i>	2	0	0	0	2

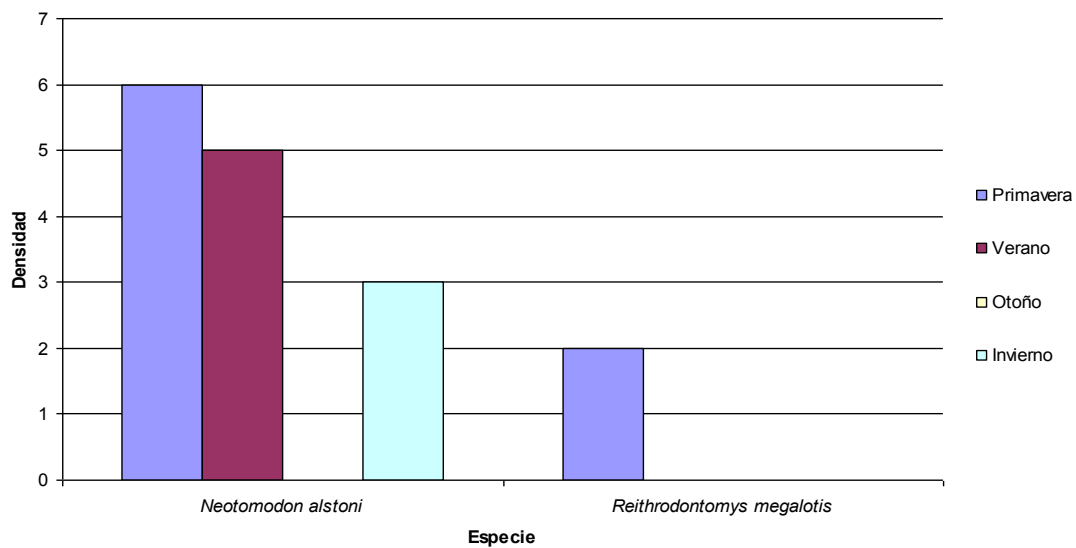


Figura 6. Se muestra la densidad para cada estación del año en el bosque de Quercus.

Figura 5: Se muestra la Densidad para cada estación del año en el bosque de Quercus.

En el bosque de *Abies religiosa* se registró la mayor riqueza con cuatro especies: *Neotomodon alstoni*, *Reithrodontomys megalotis*, *Peromyscus maniculatus* y *Microtus mexicanus*. En el caso de *Neotomodon alstoni*, no hubo captura en primavera, pero para el verano se registró la densidad más alta para este hábitat con 14 ind/ha, posteriormente en otoño decreció a 12 ind/ha y finalmente en invierno siguió disminuyendo hasta 6 ind/ha. *Reithrodontomys megalotis* solo se registró en primavera, una densidad de 2 ind/ha. *Peromyscus maniculatus* presentó en primavera una densidad de 11 ind/ha siendo esta la más alta registrada durante el estudio, en verano la población disminuyó a 6 ind/ha, para el otoño la densidad continuó descendiendo hasta 3 ind/ha, y para el invierno se tuvo un aumento en la densidad alcanzando los 7 ind/ha. Por último, para *Microtus mexicanus* sólo se registró un ind/ha en la estación de otoño (ver Tabla 4 y Figura 7).

Tabla 4. Densidad (ind/ha) por especie en el bosque de *Abies religiosa*.

Especies	Primavera	Verano	Otoño	Invierno	Total
<i>Neotomodon alstoni</i>	0	14	12	6	31
<i>Reithrodontomys megalotis</i>	2	0	0	0	2
<i>Peromyscus maniculatus</i>	11	6	3	7	27
<i>Microtus mexicanus</i>	0	0	1	0	1

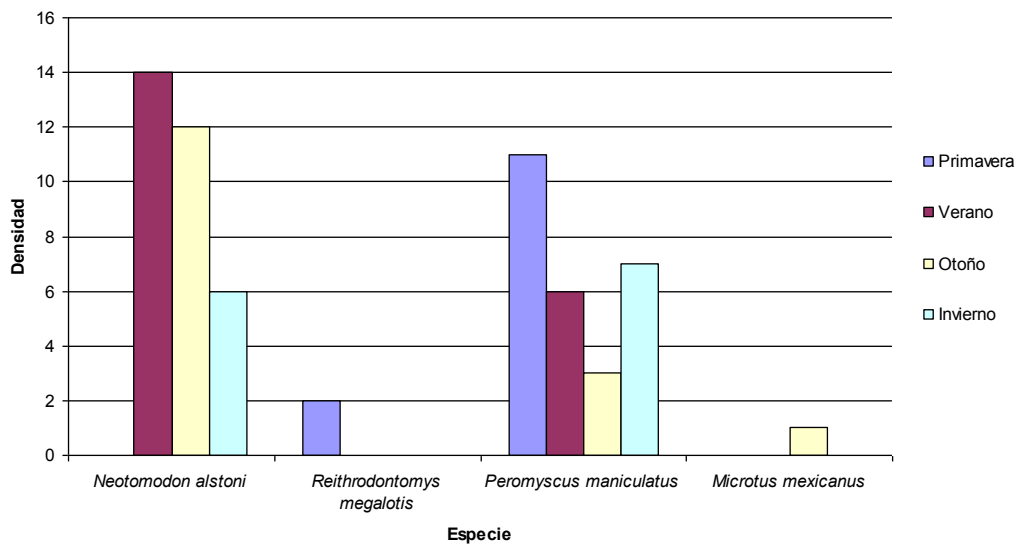


Figura 6. Se muestra la densidad para cada estación del año en el bosque de *Abies religiosa*.

En el bosque de *Pinus hartwegii* se capturaron solo tres especies, *Reithrodontomys megalotis*, *Peromyscus maniculatus* y *Microtus mexicanus*. En el caso de *Reithrodontomys megalotis* la densidad mayor se obtuvo en primavera con 5 ind/ha, teniendo una disminución en verano ya que no hubo capturas de esta especie; en el periodo correspondiente a otoño se registraron solo 3 ind/ha y para el invierno se encontró la densidad más baja con 1 ind/ha. *Peromyscus maniculatus* presentó los valores más bajos (3 ind/ha) en primavera, posteriormente se observó un aumento considerable en el verano con 8 ind/ha, para el otoño hubo un pequeño aumento en el número de capturas alcanzando 10 ind/ha y finalmente en invierno declinó la densidad a 6 ind/ha. Para *Microtus mexicanus* el mayor número de capturas se detectó en otoño con 4 ind/ha y para primavera e invierno se registran los valores más bajos con 1 ind/ha cada una, para el verano se registró un ligero aumento en las capturas con 2 ind/ha (ver Tabla 5 y Figura 8).

Tabla 5. Densidad (ind/ha) por especie en el bosque de *Pinus hartwegii*.

Especies	Primavera	Verano	Otoño	Invierno	Total
<i>Reithrodontomys megalotis</i>	5	0	3	1	9
<i>Peromyscus maniculatus</i>	3	8	10	6	28
<i>Microtus mexicanus</i>	1	2	4	1	8

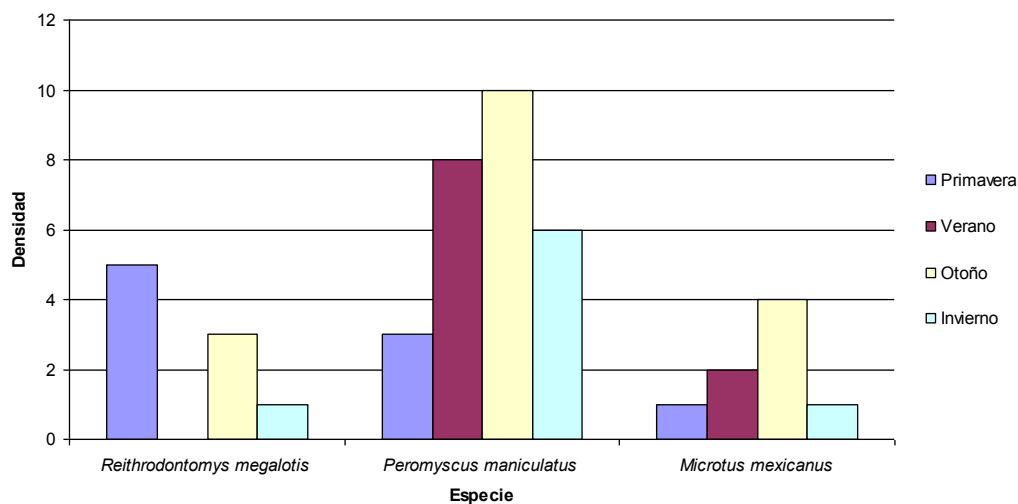


Figura 7. Se muestra la Densidad para cada estación del año en el bosque de *Pinus hartwegii*.  
 Figura 8. Se muestra la densidad para cada estación del año en el bosque de *Pinus Hartwegii*.

## PROPORCIÓN DE SEXOS

La estructura por sexos existe en cada hábitat muestreado y presenta ligeras desviaciones de la proporción hipotética 1:1. Considerando el total de capturas la proporción de sexos de *Neotomodon alstoni* en el bosque de *Quercus* fue de 1:1 ( $X^2=0$ ,  $gl=1$   $\alpha=0.05$ ) esto nos indica que la diferencia no es significativa. Sucede lo mismo con la proporción de *Reithrodontomys megalotis* que también fue de 1:1 ( $X^2=0$   $gl=1$   $\alpha=0.05$ ) (ver Tabla 6 y Figura 9).

Tabla 6. Proporción de sexos total obtenida en el bosque de *Quercus*.

Estación	Proporción de sexos			
	<i>Neotomodon alstoni</i>		<i>Reithrodontomys megalotis</i>	
	♀	♂	♀	♂
primavera	3	3	1	1
verano	3	0	0	0
otoño	0	0	0	0
invierno	0	3	0	0
Total	6	6	1	1
Proporción	1 : 1		1 : 1	
$X^2$ ( $p \leq 0.05$ )	0		0	

En el bosque de *Abies religiosa* la proporción que presentó *Neotomodon alstoni* fue de 1:1.66 hacia los machos ( $X^2=4.99$   $gl=1$   $\alpha=0.05$ ) con la evidencia estadística de que la diferencia entre ambos sexos es significativa. El caso de *Reithrodontomys megalotis* presentó una proporción de 1:1 ( $X^2=1$   $gl=1$   $\alpha=0.05$ ) esta diferencia resultó no significativa entre los sexos. En *Peromyscus maniculatus* la relación que presenta esta especie entre macho y hembras es 1:1.8 hacia los machos lo que resultó ser no significativa ( $X^2=1.142$   $gl=1$   $\alpha=0.05$ ); por último en *Microtus mexicanus* la proporción fue 1:1 ( $X^2=1$   $gl=1$   $\alpha=0.05$ ) con una diferencia no significativa como en el caso de *Reithrodontomys megalotis* (ver Tabla 7 y Figura 10).



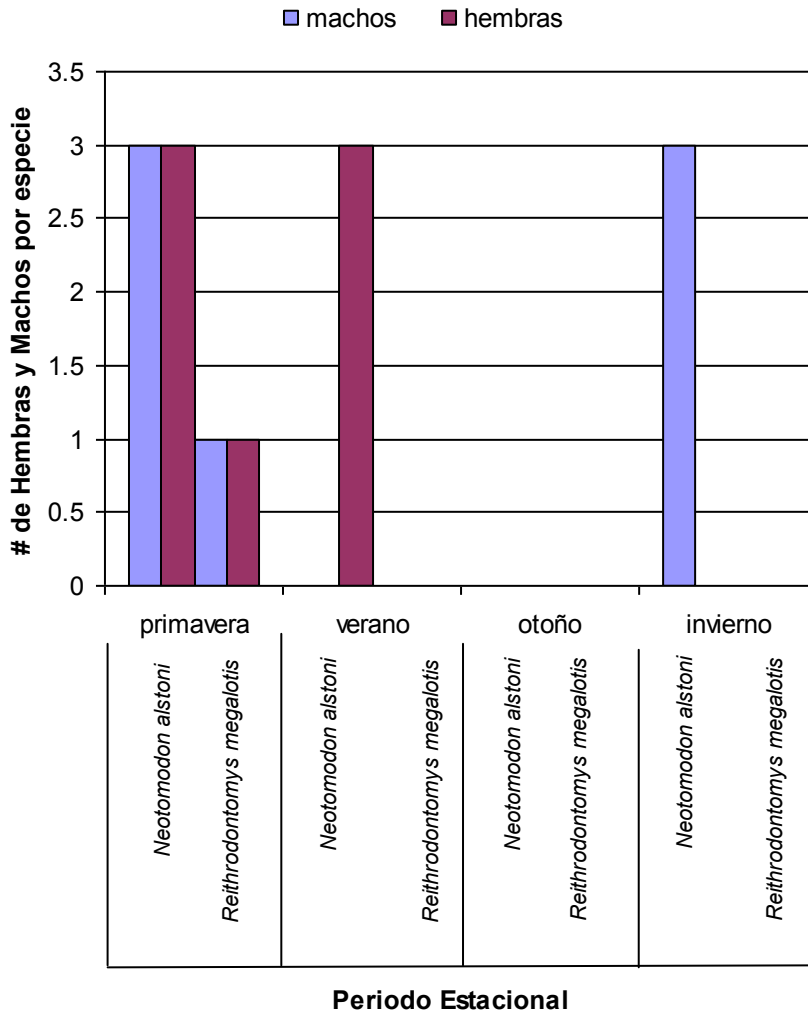


Figura 9. Se muestra la proporción de sexos total obtenida en el bosque de Quercus.

Tabla 7. F

Estación	Repetición de sexos							
	<i>Neotomodon alstoni</i>		<i>Reithrodontomys megalotis</i>		<i>Peromyscus maniculatus</i>		<i>Microtus mexicanus</i>	
	♀	♂	♀	♂	♀	♂	♀	♂
primavera	0	0	1	0	3	6	0	0
verano	3	6	0	0	2	2	0	0
otoño	0	6	0	0	0	0	0	1
invierno	0	2	0	0	0	1	0	0
Total	3	14	1	0	5	9	0	1
Proporción	1 : 1.66		1 : 1		1 : 1.8		1 : 1	
X <sup>2</sup> (p<0.05)	4.99		1.0		1.142		1.0	

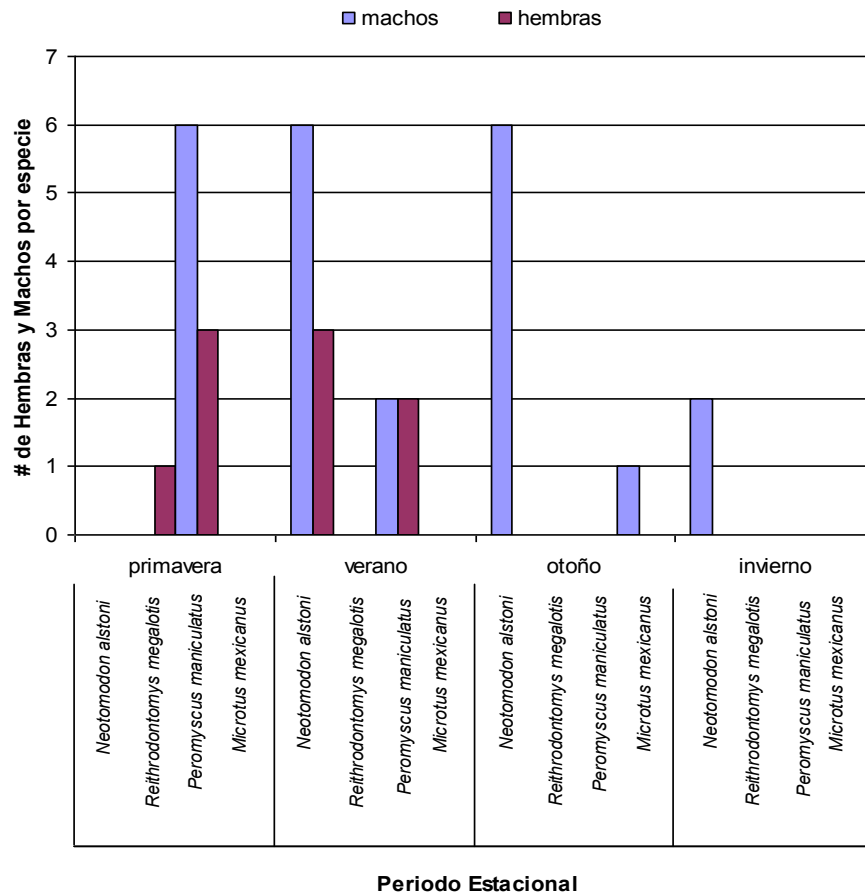


Figura 9. Se muestra la proporción de sexos total obtenida en el bosque de *Abies religiosa*.  
 Figura 10: Se muestra la proporción de sexos total obtenida en el bosque de *Abies religiosa*.

Por último en el bosque de *Pinus hartwegii* la relación entre machos y hembras en *Reithrodontomys megalotis* fue de 1:3 hacia los machos, diferencia no significativa ( $X^2=2$  gl=1  $\alpha=0.05$ ). En *Peromyscus maniculatus* se encontró una relación 1:4 hacia los machos con una diferencia no significativa aunque la evidencia estadística indica que la Ji cuadrada está muy próximo a su valor crítico que es de 3.841 ( $X^2=3.6$  gl=1  $\alpha=0.05$ ). Finalmente en *Microtus mexicanus* la relación entre machos y hembras tuvo un valor de 1:6 hacia los machos con una diferencia significativa ya que el valor calculado es mayor al del valor crítico de  $X^2_{0.05}$  antes mencionado ( $X^2=6.0$  gl=1  $\alpha=0.05$ ) (ver Tabla 8 y Figura 11).

Tabla 8. Proporción de sexos total obtenida en el bosque de *Pinus hartwegii*.

Proporción de sexos						
Estación	Reithrodontomys megalotis		Peromyscus maniculatus		Microtus mexicanus	
	♀	♂	♀	♂	♀	♂
primavera	0	4	0	2	0	1
verano	0	0	2	4	0	2
otoño	1	2	0	2	0	2
invierno	1	0	0	0	0	1
Total	2	6	2	8	0	6
Proporción	1 : 3		1 : 4		1 : 6	
X <sup>2</sup> (p≤0.05)	2.0		3.6		6.0	

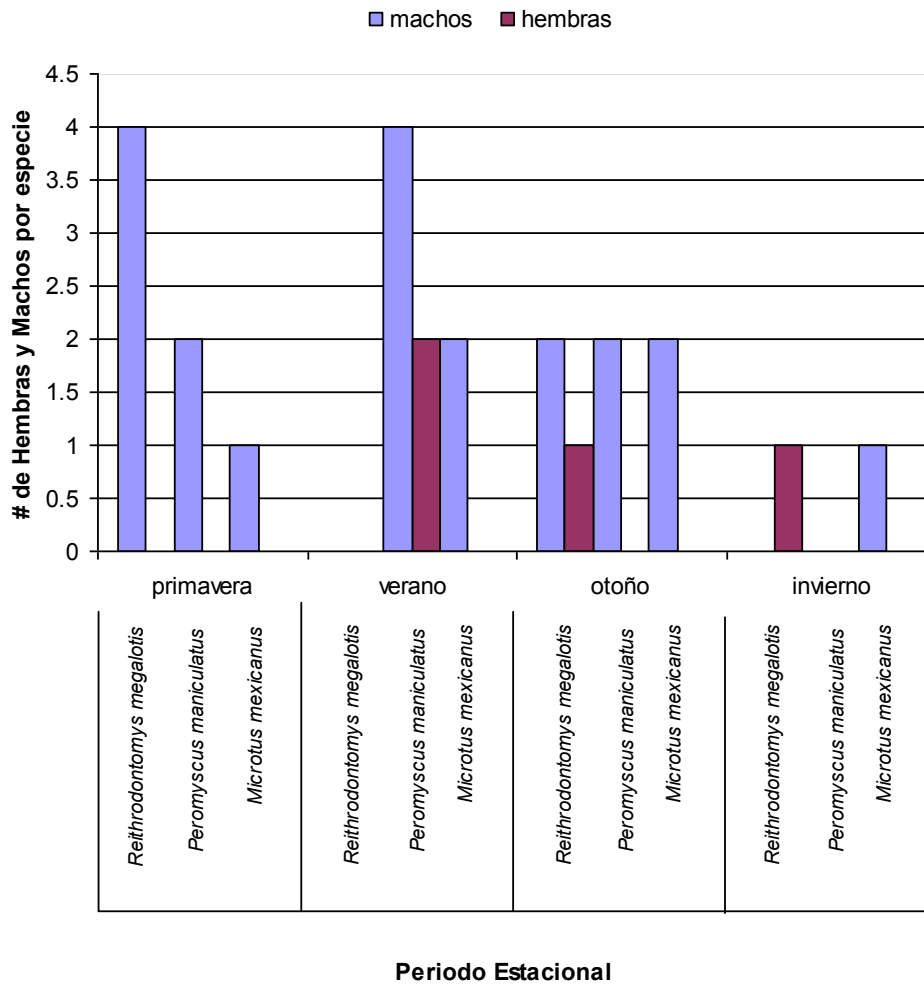


Figura 11. Se muestra la proporción de sexos total obtenida en el bosque de *Pinus hartwegii*.  
**Figura 10.** Se muestra la proporción de sexos total obtenida en el bosque de *Pinus hartwegii*.

## ESTRUCTURA DE EDADES

El mayor componente de la población considerando las recapturas (n=72) lo constituyeron los adultos (83.33%). El pico de los adultos se observó en el bosque de *Abies religiosa* (29) manteniendo una similitud en la captura de éstos durante los cuatro periodos estacionales; el menor valor de adultos fue registrado en el bosque de *Quercus* (13) siendo en primavera el periodo en el que hubo el mayor número de adultos.

La captura de juveniles presentó su máximo (6) en el bosque de *Pinus hartwegii*, observando una variación en la captura de estos individuos durante el periodo de verano que es cuando hay más disponibilidad de alimento a causa de las lluvias; mientras que el valor mínimo de juveniles (1) se registró en el bosque de *Quercus* también en verano (ver Tabla 9 y Figura 12).

El bosque de *Pinus hartwegii* presenta los valores intermedios de capturas de individuos adultos, mostrando que se capturaron 18, con un máximo en el periodo de primavera y un mínimo de 5 en invierno; mientras que los valores intermedios de individuos juveniles se capturaron en el bosque de *Abies religiosa* (5), con un máximo de 3 en verano y 1 como valor mínimo en invierno.

Tabla 9. Estructura de edades de individuos capturados por hábitat.

	bosque de <i>Quercus</i>		bosque de <i>Abies religiosa</i>		bosque de <i>Pinus hartwegii</i>	
	No. de adultos	No. de juveniles	No. de adultos	No. de juveniles	No. de adultos	No. de juveniles
primavera	8	0	10	0	7	0
verano	2	1	10	4	4	4
otoño	0	0	6	1	6	1
invierno	3	0	3	0	1	1
Total	13	1	29	5	18	6

La estructura de edades de *Neotomodon alstoni* tuvo variaciones durante el estudio. El número de individuos adultos capturados fue de 15 teniendo un máximo en el bosque de *Abies religiosa*, mientras que para el caso de los juveniles se observa una gran diferencia con los adultos (3),

con un máximo también en el bosque de *Abies religiosa*. Refiriéndonos al periodo estacional tenemos que esta especie tuvo un máximo de adultos capturados (8) en verano y el valor más bajo de capturas de adultos tuvo lugar en primavera; en cuanto a los juveniles tenemos que en verano se obtuvo el valor máximo (3) mientras que en el resto del año no se registró ninguna captura de ind juveniles.

Se capturaron 8 adultos de *Reithrodontomys megalotis* teniendo un máximo de capturas de éstos roedores en el bosque de *Abies religiosa*; en el caso de los juveniles de esta especie solo se capturaron 2 pero esto fue en el bosque de *Pinus hartwegii*. Esta especie alcanzó 7 adultos como valor más alto en primavera y un valor de 2 en otoño como el valor mas bajo en este estudio. La captura de juveniles no fue muy productiva ya que solo se pudieron capturar 1 en otoño y 1 en invierno.

Se observa que *Peromyscus maniculatus* es la especie con el mayor número de adultos capturados (19) teniendo un máximo de capturas en el bosque de *Abies religiosa*, en el caso de los individuos juveniles se tuvieron 5 con un máximo de capturas de estos en el bosque de *Pinus hartwegii*. Como se mencionó anteriormente esta especie arrojó los valores más altos, registrandose en primavera 11 adultos como el valor más alto y 1 en invierno como el valor más bajo; contrario a lo que se pensaría con los datos de los adultos vemos que los juveniles tuvieron valores de 5 en verano, siendo estos los únicos individuos juveniles capturados de esta especie.

Por último tenemos que *Microtus mexicanus* es la especie con menos adultos y juveniles capturados durante este estudio, logrando 6 adultos y 1 juvenil, registrando todos los adultos en el bosque de *Pinus hartwegii* y el único juvenil en el bosque de *Abies religiosa*. Esta especie alcanza como valor máximo 2 en verano y en otoño, y 1 en primavera e invierno respectivamente, como el valor más bajo para este roedor; por otro lado los juveniles arrojaron datos muy bajos con solo 1 en otoño (Tablas 10 y 11 y Figuras 13 y 14 a-d).

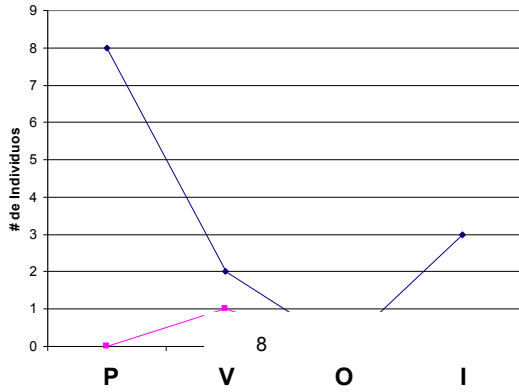


Figura 11a. Muestra la estructura

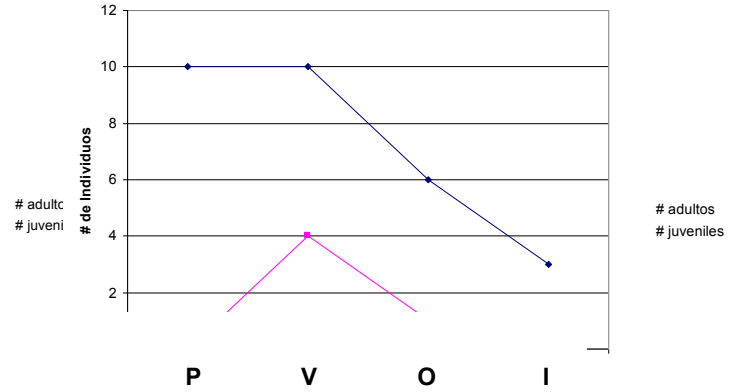


Figura 11c. Muestra la estructura de edades por periodo estacional en el bosque de *Pinus hartwegii*.

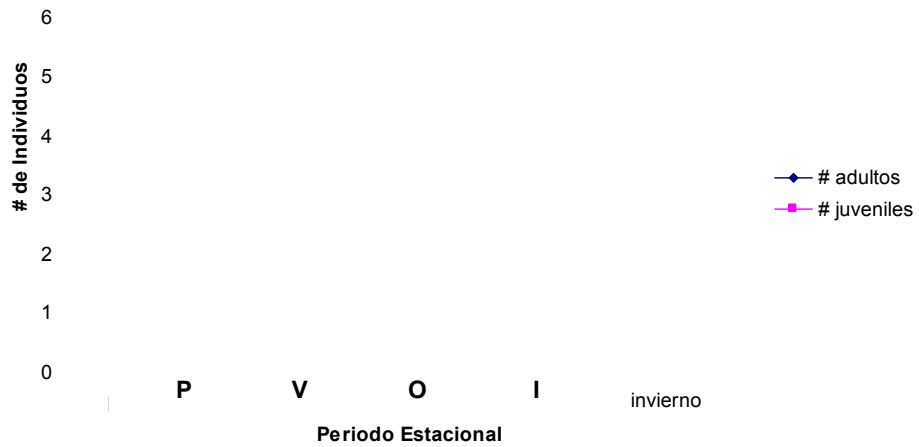


Figura 12. Muestra

Figura 11c. Muestra la estructura de edades por periodo estacional en el bosque de *Pinus hartwegii*.

ites.

Tabla 10. Estructura de edades por especie.

Especie	adultos	juveniles
<i>Neotomodon alstoni</i>	15	3
<i>Reithrodontomys megalotis</i>	8	2
<i>Peromyscus maniculatus</i>	19	5
<i>Microtus mexicanus</i>	6	1
Total	48	11

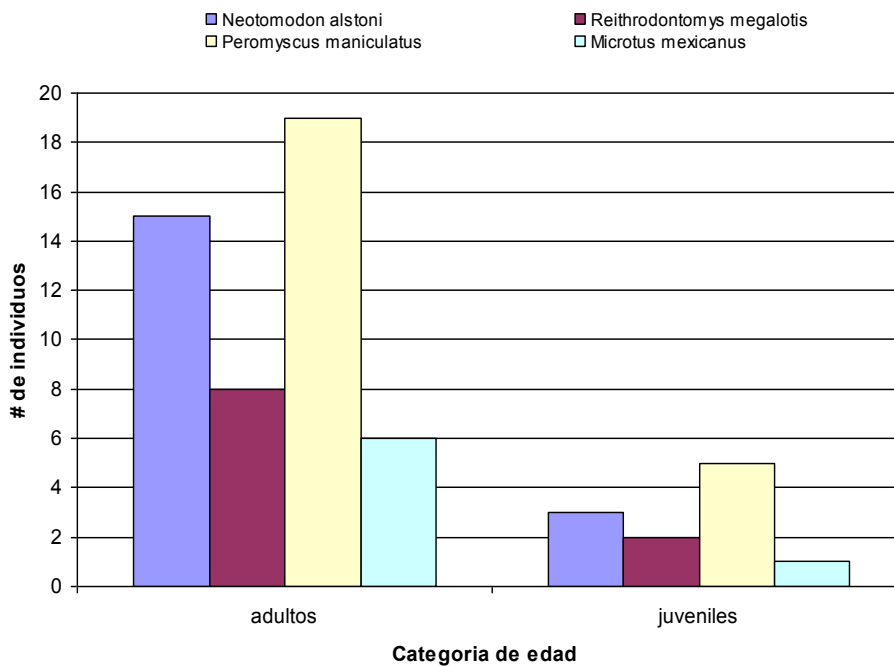
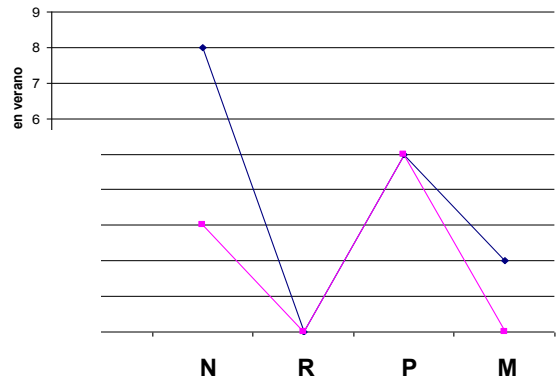
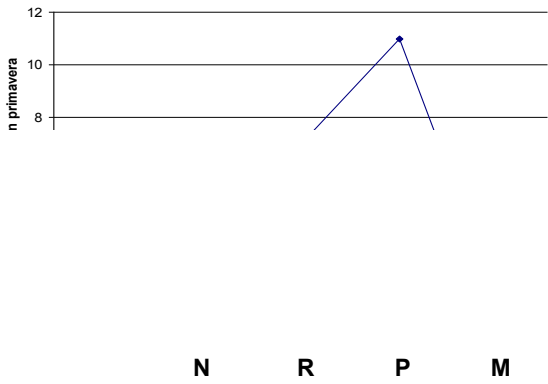


Figura 12. Muestra la estructura de edades por especie durante el estudio.

Figura 13. Muestra la estructura de edades por especie durante el estudio.

Tabla 11. Estructura de edades por periodo estacional de cada especie.

Especie	primavera		verano		otoño		invierno	
	Adultos	juveniles	Adultos	juveniles	Adultos	juveniles	Adultos	juveniles
<i>Neotomodon alstoni</i>	5	0	8	3	6	0	6	0
<i>Reithrodontomys megalotis</i>	7	0	0	0	2	1	0	1
<i>Peromyscus maniculatus</i>	11	0	5	5	2	0	1	0
<i>Microtus mexicanus</i>	1	0	2	0	2	1	1	0



Muestra la estructura de edades de las especies capturadas en verano.

● adultos  
■ juveniles

2  
3  
4  
5  
Especie

Muestra la estructura de edades de las especies capturadas en invierno.

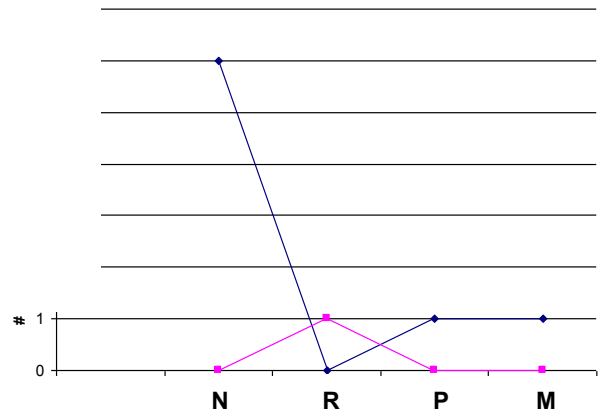
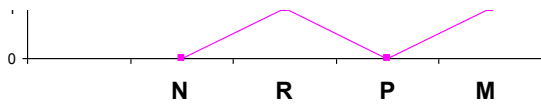


Figura 13c. Muestra la estructura de edades de las especies capturadas en otoño.

Figura 13d. Muestra la estructura de edades de las especies capturadas en invierno.



## DISCUSIÓN

Se sabe que los mamíferos pequeños son una parte integral de los ecosistemas forestales porque ellos son parte de las presas de un gran grupo de depredadores, son además dispersores de micorrizas benéficas (Maser *et al.*, 1978) y consumidores de invertebrados, plantas y semillas (Bukner 1966, Elkinton *et al.* 1996, Sullivan *et al.* 1990).

En numerosos trabajos se han discutido los factores, tanto climáticos como de otra índole, que influyen en la actividad de los mamíferos pequeños (Ramírez-Olivos, 1995). Sidorowicz (1960), señala que las variaciones en el clima de un día para otro no afectan a la actividad de los roedores, pero que durante un periodo grande son un factor muy importante. Asimismo la lluvia causa grandes y repentinos cambios en el número de mamíferos capturados (Canela-Rojo, 1981); incluso Borowski y Dahnel (1952), mencionan que las noches lluviosas influyen en una mayor actividad de los roedores, causando con esto un marcado incremento en el número de capturas, con una tendencia a sobreestimar los resultados (Ramírez-Olivos, 1995). Por el contrario, la lluvia también puede afectar el muestreo, al cerrar repentinamente la trampa quedando inhabilitada (Canelo-Rojo, 1981).

Existen otros factores que aunque no fueron evaluados en este estudio se sabe que afectan aspectos demográficos de los animales. Éstas son las características físicas del terreno y el tipo de suelo, a lo que se adiciona el efecto de las actividades antropogénicas (Santos-Moreno *et al.*, 2007).

Las probabilidades de captura pueden ser un reflejo de la cantidad de movimiento de los individuos, lo que a su vez puede deberse a la necesidad de buscar alimento o una pareja reproductiva (Santos-Moreno *et al.*, 2007).

Varios estudios han demostrado que la abundancia (número de capturas) de mamíferos pequeños está relacionada con la estructura de la vegetación (Arrambide, 2007), y que la dinámica poblacional interactúa con la variación espacial y temporal en el ambiente (Brown, 2001).

Santos-Moreno *et al.* (2007), mencionan que los parámetros demográficos pueden ser afectados por la disponibilidad de los recursos, sin embargo, comenta que para especies de

roedores de zonas templadas, se sabe que las fluctuaciones climáticas tienen efecto en distintos aspectos demográficos (Lima *et al.* 2001), mientras que para aquellas especies que habitan en zonas más cálidas, se ha observado que el tamaño poblacional y la reproducción están limitados por la disponibilidad de alimento (Sánchez-Cordero, 1993).

## DINÁMICA POBLACIONAL

En lo que respecta a la densidad poblacional reportada en este trabajo, las cuatro especies de roedores mostraron fluctuaciones de densidad durante todos los periodos de captura. Los picos poblacionales tuvieron lugar en los periodos de verano y otoño y los valores mínimos se obtuvieron en los periodos de primavera e invierno. El Índice de densidad poblacional refleja que tenemos una variación de 4.75 a 15 individuos en promedio para las cuatro especies de roedores capturados en el área de estudio.

Respecto a las observaciones realizadas sobre las variaciones estacionales del porcentaje de sus capturas, encontramos fluctuaciones de este roedor a través del año, presentando la mayor incidencia en primavera en el bosque de *Quercus*. En el bosque de *Abies religiosa* se presentan picos poblacionales en los periodos de verano y otoño (época de lluvias) y se tiene una disminución significativa en la época de secas (primavera e invierno); en el bosque de *Pinus hartwegii* la densidad obtenida fue muy baja. Se reporta para este estudio que *Neotomodon alstoni*, presenta una densidad promedio de 45 ind/ha; datos muy similares a los que reportó Sánchez-Cordero *et al.* (1991); además en la temporada de lluvias la densidad es muy baja y en la temporada de secas la densidad obtenida es mayor.

Estrada (1978) y Rojas (1984) reportan datos similares entre ellos en el cerro del Ajusco encontrando fluctuaciones a través del año, presentando una mayor incidencia en otoño y un mínimo en verano. Sánchez-Cordero (1980) y Canela-Rojo (1981), también en el Ajusco, observaron oscilaciones semejantes, señalando la mayor densidad en Marzo y la menor en Octubre.

Sánchez-Hernández *et al.*, (1990) demuestran que *N. alstoni* en un estudio realizado en la Sierra del Ajusco, presenta fluctuaciones multianuales significativas, en donde los valores máximos y mínimos en la densidad poblacional se suceden de manera poco predecible durante

las épocas de lluvias y secas. Sánchez-Cordero y Canela-Rojo (1991), reportan para *Neotomodon alstoni* en el Ajusco, densidades que van de 9-57 ind/ha, con un mínimo de 16 ind/ha al final de la época de lluvias.

El comportamiento poblacional mostrado por esta especie, al parecer es anual y está relacionado con condiciones ambientales y climáticas como la precipitación y la temperatura (Rojas, 1984). Sánchez-Cordero (1980) y Canela-Rojo (1981), sugieren que la precipitación puede ser la causa de la disminución de la densidad que observaron entre el verano y el otoño. Estos dos autores no encontraron correlaciones positivas entre la densidad del roedor y alguno de los factores climáticos.

En el presente trabajo, la población de *Peromyscus maniculatus* fue la de mayor importancia de acuerdo al número de capturas, aunque no hay tanta diferencia en las capturas con respecto de la segunda con más capturas que fue *N. alstoni*. En México la información existente sobre la densidad de este roedor es escasa; Davis (1944), reportó como abundante esta especie en las partes bajas de las montañas del centro de México lo que se demuestra en este trabajo, ya que fue una de las especies con el mayor número de individuos capturados durante este estudio.

La densidad promedio que presentó fue de 3 a 11 ind/ha estos datos caen dentro del rango mencionado en estudios anteriores, donde la densidad promedio para diferentes especies de *Peromyscus* se encuentran dentro de un rango de 1.09 a 43.5 ind/ha en el cerro del Ajusco (Canela-Rojo, 1981). Rojas (1984), encontró que durante la primavera y el otoño presentó mayor densidad, mientras que en el verano su densidad fue mínima o bien no hubo capturas. Las especies de *Peromyscus* manifiestan una gran variedad de hábitats. *P. maniculatus* está relacionada a condiciones de mayor humedad, ya que este roedor muestra predilección por sitios arbolados, donde probablemente satisface con más éxito sus requerimientos de alimentación, refugio y reproducción (Rojas, 1984).

*P. maniculatus* se presenta en los cuatro periodos estacionales en dos de los tres tipos de vegetación muestreados, con picos altos en la población en primavera en el bosque de *Abies religiosa* y en otoño en el bosque de *Pinus hartwegii* lo que hace pensar que no hay influencia del clima en esta especie.

En zonas templadas de Norteamérica, *Peromyscus maniculatus* muestra densidades poblacionales similares a las que señala Sánchez-Cordero y Canela-Rojo (1991) 1-30 ind en el Ajusco y las que presenta Cervantes (1987) 1.4-15.2 ind en un pastizal de Texcoco.

Clark (1998), reporta en su trabajo que *P. maniculatus* fue capturado en gran número junto con *Chaetodipus hispidus* en pastizales en los Estados Unidos, y la menciona como la especie más abundante con 83 individuos; estos datos contrastan a los que se obtuvo dado que sobrepasan el promedio reportado para algunas especies de *Peromyscus* en algunos otros estudios realizados en el Ajusco.

Carey y Johnson (1995), reportan que encontraron abundancias de más especies de mamíferos pequeños en bosques con algún tipo de manejo forestal en el Oeste de Washington, contrario a lo que reportan Aubry *et al.* (1991), quienes dicen que capturaron un mayor número de roedores en bosques con algún tipo de manejo forestal, esto dice que las especies de *Peromyscus* son muy resistentes a todo tipo de perturbación ya sea antropogénica (como lo que mencionan estos autores), o a los cambios que puedan producir las fluctuaciones de temperatura y precipitación, como ya se mencionó anteriormente.

Sullivan *et al.* (2000), mencionan en su estudio que fueron capturados 538 individuos de *P. maniculatus* en tres diferentes bosques de Summerland, British Columbia, Canadá; destacando que en el bosque de pino muestreado por ellos, obtuvieron 204 individuos de esta especie, por lo que cabe resaltar que fue la especie con el mayor número de capturas; lo que hace pensar que los resultados de este trabajo no están tan alejados de lo que reportan para un bosque de pino siendo que en este estudio esta especie fue de la que se registró el mayor número de capturas para el bosque de *Pinus hartwegii*.

Sánchez-Cordero (1980) sugiere que las condiciones climáticas, en particular la precipitación pluvial puede ser la causa de la desaparición del roedor en el verano. Sin embargo, Chávez (1988), señala que la presencia de esta especie sólo en el periodo seco del año obedece a una discriminación en el gradiente de humedad y temperatura observado para la especie y que las fuertes precipitaciones en áreas abiertas, limitan notablemente la actividad de este roedor, ya que si su pelaje se humedece aparentemente pierden la capacidad de mantener su temperatura corporal (Fall, 1968). Por otra parte, la actividad de *P. maniculatus* se incrementa a temperaturas intermedias (Chávez, 1988).

El resultado de este trabajo contrasta con la densidad reportada por Rojas (1984) quien dice que las capturas de este roedor fueron las menos frecuentes de la comunidad y que sólo se detectó capturado al final de su estudio en el Ajusco. Estas diferencias observadas podían deberse a que la situación ambiental del área que Rojas (1989) trabajó fue totalmente diferente a la que se estudió así como las áreas trabajadas por los autores antes mencionados.

Torres y Torres (2006), mencionan en su estudio que realizaron en un bosque templado de Aguascalientes, que obtuvieron una densidad poblacional muy pequeña de roedores del género *Peromyscus* (26 ind), de entre los cuales se encuentra *Peromyscus maniculatus*; afectada principalmente por las lluvias y las bajas temperaturas de la temporada de verano-otoño, reportan que el porcentaje de ejemplares capturados está relacionado directamente con la precipitación pluvial, ya que cuando no hay presencia de lluvia el número de capturas es mayor. Los datos que presentan son similares a los que se obtuvieron para el bosque de *Pinus hartwegii*.

Por otro lado, Diffendorfer (1995), realizó un estudio sobre los efectos de la fragmentación del hábitat en los movimientos de tres especies de ratones entre los cuales se encuentra *P. maniculatus*, en éste reporta los muestreos realizados en campos de cultivo, capturando aproximadamente 80 individuos de *P. maniculatus*, estos datos son muy similares a los que presenta Clark (1998), (83 ind), esto indica que esta especie es abundante tanto en zonas perturbadas como no perturbadas, similar a la zona en la que se trabajó.

Diffendorfer (1995), menciona que otros procesos, además de la inmigración y la emigración, que afectan al tamaño poblacional local de estos roedores son la reproducción y las muertes, sin embargo en su estudio demuestra que *P. maniculatus* no presenta ninguna variación en cuanto a la abundancia en áreas fragmentadas o con algún tipo de disturbio, por lo que sugiere que la dispersión de los roedores no está determinada por los efectos del hábitat fragmentado.

*Reithrodontomys megalotis* presenta una densidad muy baja para los cuatro periodos de muestreo, sin embargo, se ha demostrado que algunas especies de *Microtus* y *R. megalotis* pueden llegar a competir en los hábitats donde se distribuyen (Heske *et al.*, 1984; Heske y Repp, 1986; Sánchez-Cordero *et al.*, 1991), ésto puede ayudar a entender el porqué las

capturas de esta especie fueron tan bajas en comparación con las otras tres especies, sin embargo, fue la única en ser registrada en los tres tipos de vegetación muestreados. Webster y Jones (1982), indican en su estudio una gran variedad de hábitats donde la especie puede encontrarse: pastizales, campos de cultivo abandonados, bordes de áreas agrícolas, desiertos, pantanos y bosques de pino-encino, por citar algunas. Davis (1960), señala que esta especie es frecuentemente registrada en áreas boscosas y muestra preferencia por vegetación herbácea con cierta protección, muy similar a lo hallado en el presente trabajo.

En este estudio se observó que *Reithrodontomys megalotis* obtuvo un promedio de 13.3 ind/ha para los tres tipos de vegetación, con valores mínimos para los periodos de primavera en los bosques de *Quercus* y *Abies religiosa*; en los periodos de verano, otoño e invierno para estos mismos tipos de vegetación no se obtuvieron capturas; además en el bosque de *Pinus hartwegii* en los periodos de primavera, otoño e invierno los valores son muy bajos comparándolos con lo obtenido en el Ajusco por Sánchez-Cordero y Canela-Rojo (1991).

La baja densidad puede estar determinada por la alta proporción de ejemplares migrantes (Chávez, 1988), y de acuerdo con Rojas (1984) a cambios de preferencia del microhábitat en el espacio y el tiempo.

Davis (1944), menciona que *R. megalotis* es la especie más abundante de su género que habitan el centro de México. Sánchez-Cordero (1980), encontró en el Ajusco, que la población de este ratón fue la menos numerosa de la comunidad, misma situación se reporta en este escrito con anterioridad. Vázquez (1980) y Canela-Rojo (1981), también mencionan a *R. megalotis* pero como una especie accidental ya que el objeto de estudio de sus trabajos era *Neotomodon alstoni*. Rojas (1984) señala que este roedor no se encontró en el área donde realizó su estudio durante el verano y mostró importantes decrementos en el invierno, con un pico en el verano del siguiente año de su muestreo; en el área muestreada tampoco se registró en verano y presenta decrementos importantes también en invierno y el pico importante con respecto al total de capturas se dio en primavera; al parecer la población capturada presenta variaciones continuas.

Blaustein (1981), concluyó que las poblaciones de *R. megalotis* que estudió en cuatro áreas distintas presentaron fluctuaciones asincrónicas de la densidad y disminución drástica en algunos periodos, llegando incluso a desaparecer de su área de trabajo.

Con lo anterior, se dice que la disminución de este roedor en el bosque de *Quercus* y el bosque de *Abies religiosa* durante el periodo de verano puede estar relacionada con las abundantes lluvias (Sánchez-Cordero, 1980). Sin embargo, el pico más alto, podría estar en función de mejores condiciones ambientales, como lo podemos ver en el periodo de primavera que es cuando se capturó el mayor número de ejemplares. Blaustein (1981), sugiere que este ratón coloniza áreas que se encuentran desocupadas por sus competidores (micrótinis) y que son adecuadas para éste.

Villa (1953), señala que *Microtus mexicanus* puede presentar periodos de abundancia y escasez, mientras que Machado-Allison (1960) indica que este roedor puede llegar a establecer colonias numerosas en el Valle de México y sus alrededores.

En cuanto a *M. mexicanus*, se tiene una población estudiada en zonas urbanas de la Delegación Tlalpan, DF., alcanzando las densidades más altas informadas para esta especie, de hasta 1,475 ind/ha (Sánchez-Cordero y Canela-Rojo, 1991). Sánchez-Hernández *et al.* (1981), encuentran para esta especie un índice de densidad que va de 333 a 1,416 ind/ha en condiciones urbanas, datos muy similares a los que menciona Sánchez-Cordero y Canela-Rojo (1991). Lo que hace suponer que los altos índices se deban a diferencias en el hábitat o a la fase del ciclo poblacional en que haya sido muestreada la población.

Vázquez (1980) y Sánchez-Cordero y Canela-Rojo (1991) reportan valores similares para esta especie en el Ajusco, de 6-48 y 9-51 ind/ha, respectivamente. Además Vázquez (1980), señala una mayor densidad de éste roedor en el periodo correspondiente a primavera y un mínimo de capturas en otoño. Sánchez-Cordero (1980) reporta un comportamiento similar también en el Ajusco, encontrando mayor densidad en mayo y menor en octubre.

Para el presente estudio se tienen densidades de *M. mexicanus* que caen dentro de los rangos mencionados por Vázquez (1980) y Sánchez-Cordero y Canela-Rojo (1991) pero con el valor más alto muy por debajo de los mencionados anteriormente. Se observó que en el bosque de *Abies religiosa* sólo se capturó un roedor en el periodo correspondiente a otoño; para el bosque de *Pinus hartwegii* se tiene picos altos en verano y otoño (lluvias) y en época de secas los valores son mínimos, lo que nos hace inferir que la temperatura, el clima y disposición de alimento afecta a esta población de roedores, incluso parece ser que las lluvias propician una mayor o menor actividad en estos roedores, lo que afecta el índice de densidad obtenido, ya

que a mayor precipitación la probabilidad de captura aumenta, al menos es lo que se observó en el bosque de *Pinus hartwegii* donde la especie fue más abundante.

La ausencia de este roedor en el bosque de *Abies religiosa* puede estar relacionada con factores climáticos como la temperatura y la precipitación. Contrario a lo que menciona Vázquez (1980), que detectó que la densidad de esta especie disminuye en la época de lluvias, se observó que precisamente es en esta época cuando se capturó el mayor número de individuos. Tanto Sánchez-Cordero (1980), Sánchez Navarrete (1981) y Sánchez-Hernández *et al.* (1981) observaron que la precipitación disminuye la actividad y por lo tanto la captura de este roedor.

Sánchez Hernández (2002), señala que la actividad diurna de *Microtus mexicanus* se determina considerando el número de ejemplares capturados en relación a la temperatura ambiente y del suelo, por colecta y estación del año. Los patrones de actividad varían según la estación del año, las condiciones de nubosidad y precipitación, así como en modificaciones que pueda sufrir la vegetación lo que implica una modificación en la temperatura del área de estudio.

Fuller (1969) y Smith *et al.* (1978) señalan que los factores ambientales (temperatura y precipitación) influyen en la densidad de mamíferos pequeños. Otros autores como Hatfield (1940), Gentry y Odum (1957) y Sidorowicz (1960), reportan que el clima es un factor determinante en la captura de mamíferos pequeños, influyendo en los índices de densidad (Vázquez, 1980). Inclusive, se puede decir que la actividad de los roedores disminuye proporcionalmente a la disminución de la temperatura (por debajo de los 14 °C) y aumenta con temperatura arriba de los 14 °C (Sánchez Hernández, 2002).

#### PROPORCIÓN DE SEXOS

Tomando en cuenta que la proporción de sexos natural es de 1:1, se puede decir que durante todo el estudio se obtuvo un mayor número de machos con respecto a las hembras en las cuatro especies en los tres tipos de vegetación. Chávez-Tapia (1988), considera que estas diferencias se deben al comportamiento de las especies, ya que durante la época de reproducción los machos presentan un mayor desplazamiento, lo que da como resultado una mayor probabilidad de captura.



Galindo y Krebs (1987), en su trabajo con *Peromyscus maniculatus* indican que un 90 % de los movimientos de adultos ocurren en época reproductiva y que el 85 % de las hembras pasan mayor tiempo como residentes. Esto nos dice que en este estudio los machos tuvieron una mayor movilidad por lo que la probabilidad de captura aumentó y por ende su proporción.

## ESTRUCTURA DE EDADES

En contraste, la presencia de individuos jóvenes muestra un patrón predecible, observándose picos durante la época de lluvias y densidades mínimas o ausencia de estos, durante la época de secas.

El escaso número de individuos juveniles, puede deberse a que éstos constituyen la porción de emigrantes (Chávez, 1988). King (1968) señala que el 50% de los jóvenes y recién adultos de *Peromyscus* son transeúntes.

*P. maniculatus* es la especie que presenta el mayor número de adultos y juveniles, con un pico en época de secas en los periodos de primavera e invierno y presentó una mayor cantidad de machos capturados.

Por otro lado esta *Reithrodontomys megalotis* demuestra, como en las otras tres especies, que el mayor número de individuos capturados fueron adultos con su pico más alto en época de secas, en el periodo de primavera y con una proporción de sexos hacia los machos.

Finalmente, en México existen áreas de endemismo en los que los roedores ocasionan daños de gran importancia económica, como son las fértiles tierras de la costa occidental del país, la región del Bajío y la costa oriental; dañando y destruyendo cultivos y grandes volúmenes de cosechas (Sánchez Navarrete, 1981).

Muchas de las especies de mamíferos pequeños, se ignora su biología, ya sea porque su distribución se restringe al país, y por lo tanto nadie se ha ocupado de ellas, o porque no son muy abundantes (Ceballos y Galindo 1984), un ejemplo son algunos roedores de la cuenca de México.

Por otra parte, aunque algunas especies han sido estudiadas en otros países, hay muchos aspectos que se modifican por las condiciones particulares de la cuenca y por lo tanto hacen falta estudios dirigidos a conocer su situación e interacciones locales (Ceballos y Galindo, 1984). En Inglaterra, Holanda, Italia, Nueva Zelanda y Australia, numerosos científicos trabajan en taxonomía, ecología y daños causados por roedores (Sánchez Navarrete, 1981).

Es necesario entender que estos mamíferos ya formaban parte de las comunidades muchos miles de años antes que el hombre, por ende, han evolucionado juntos, llegando a seleccionarse en ellos adaptaciones extremadamente finas a su medio (Ceballos y Galindo, 1984).

Los estudios de dichas especies pueden ir modificando y complementando el conocimiento científico que dé lugar al entendimiento profundo de la fauna y sus interrelaciones (Ceballos y Galindo, 1984).

Los roedores juegan un papel fundamental en las comunidades como especies dispersoras y depredadoras de semillas (ya que muchas de estas al pasar por el tracto digestivo de algún mamífero desinhiben el estado de latencia y son excretadas en condiciones adecuadas para su germinación) y depredadores de plántulas por lo que inciden en la estructura y función de las comunidades vegetales (Ceballos y Galindo, 1984; Eisenberg, 1981; Velázquez y Romero, 1999); por sus hábitos alimenticios selectivos (semillas, corteza frutos, hojas, bulbos, follaje, complementando su dieta con insectos, otros invertebrados e incluso pequeños vertebrados), modifica de manera especial la comunidad, manteniéndola en un equilibrio dinámico. Así pues, su presencia es determinante para el buen funcionamiento de los ecosistemas, beneficiando directa e indirectamente al hombre (Ceballos y Galindo, 1984).

Estos mamíferos ayudan con sus túneles y madrigueras a la aireación del suelo, y por sus hábitos también regulan el crecimiento y distribución de algunas plantas, de poblaciones de vertebrados e incluso de plagas potenciales. Por todo ello es importante el papel que tienen los mamíferos en la regulación y funcionamiento de los ecosistemas, lo que trae como consecuencia, grandes beneficios a costos ínfimos para el humano (Velázquez y Romero, 1999).

## CONCLUSIÓN

Con base en los resultados obtenidos en este trabajo podemos decir que la densidad apreciada en la comunidad de roedores presentes en los tres tipos de vegetación más abundantes del área de estudio, tuvieron aparentes fluctuaciones y se vio afectada con los posibles cambios climáticos.

La comunidad presenta una diversidad baja, con una ligera dominancia de *Peromyscus maniculatus*. La estructura de la comunidad esta constituida por tres herbívoros: *Neotomodon alstoni*, *Reithrodontomys megalotis* y *Microtus mexicanus*; y por *Peromyscus maniculatus*, especie consumidora de semillas con una amplia gama de fuentes de alimento y diferencias en su comportamiento, características que evitan cualquier tipo de competencia interespecífica.

Como el patrón del tamaño poblacional encontrado en las especies no es similar, sugiere que estas no responden de igual manera a las variables ambientales y a la disponibilidad de los recursos. Las diferencias en los tamaños poblacionales que las cuatro especies de ratones capturadas alcanzan durante el muestreo, nos indican que tienen un aprovechamiento diferente cada una del medio en el que se encuentran.

Los cambios en la precipitación pluvial no reflejaron una variación negativa en la densidad poblacional de los roedores, por lo que es posible afirmar que en la variación del tamaño poblacional están involucrados otros factores tanto bióticos como abióticos. Las cuatro especies responden de manera similar a las variables ambientales que presenta el hábitat muestreado.

Para las especies de roedores de la comunidad estudiada, los resultados obtenidos representan el primer estudio sobre la dinámica poblacional del área de estudio, cumpliéndose los objetivos propuestos, sin embargo, es conveniente seguir haciendo estudios de esta índole en la zona para complementar aun mas el conocimiento no solo de la dinámica poblacional, si no de la biología en general de la comunidad de roedores de la Faja Volcánica Transmexicana.

## LITERATURA CITADA

Álvarez K. 2000. Geografía de la educación ambiental: algunas propuestas de trabajo en el Bosque de Los dinamos, Área de Conservación Ecológica de la Delegación Magdalena Contreras. Tesis de licenciatura en Geografía, Facultad de Filosofía y Letras, UNAM, México, 127 pp.

Adler, G. H., J. J. Arboledo y B. L. Travi. 1997. Diversity and abundance of small mammals in degraded tropical dry forest of northern Colombia. *Mamm*, 61(3): 361-370 pp.

Ávila-Akerberg, V. 2002. La Vegetación de la Cuenca Alta del Río Magdalena: Un Enfoque Florístico, Fitosociológico y Estructural. Tesis de licenciatura en Biología, Facultad de Ciencias, UNAM, México. 92 pp.

Ávila-Akerberg, V. 2004. Autenticidad de los bosques en la cuenca alta del río Magdalena: diagnóstico hacia la restauración ecológica. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias, UNAM, México. 106 pp.

Arenas y Cravioto, EG (1969). Valoración de los Recursos Hidráulicos superficiales de la Cuenca de México. S. R. H. México, D.F.

Arrambide, N. 2007. Variación espacio-temporal de la diversidad de mamíferos pequeños no voladores de tres localidades de la reserva de la biosfera Tehuacan-Cuicatlán-Oaxaca y Puebla. Tesis de Maestría. Instituto de Biología. UNAM.

Aubry, K.B., M.J. Crites y S.D. West. 1991. Regional patterns in small mammal abundance and community composition in Oregon and Washington. Pages 285-294. In: F. Ruggiero, K.B. Aubry, A.B. Carey and M.H. Huff, technical coordinators. *Wildlife and vegetation of unmanaged Douglas-fir forest*. U.S. Forest Service General Technical Report PNW-285. Pacific Northwest Research Station, Portland, Oregon, USA.

Begon, B. 1979. *Investigating Animal Abundance: Capture-Recapture for Biologists*. Edward Arnold. Great Britain. 97 pp.

Bergstrom, B. 1986. An analysis of captures in *Peromyscus* with a critique on methodology. *Can. Jour. Zool.*, 64:1407-1411 pp.

Blaustein, A. R. 1981. Populations fluctuations and extinctions of small rodents in Coastal Southern California. *Oecologia*. 48(1): 71-78 pp.

Bonilla, C. R. 1999. Estudio poblacional de roedores en un bosque mesófilo de montaña en el Estado de Oaxaca. Tesis de Maestria. Facultad de Ciencias, UNAM.

Borowsky, S. y A. Danhel. 1952. Materialy do biologii Soricidae. *Ann. Univ. M. Curie Sklodowska, Sect. C.*, Vol.7, 6: 305-448.

Boyce, M. S. 1981. Beaver life-history response to exploitation. *Jour App Ecol.* 18:749-753.

Brown, J. H. 2001. Mammals on mountainsides: Elevational patterns of diversity. *Global Ecology y Biogeography* 10: 101-109 pp.

Buckner, C. H. 1966. The role of vertebrate predations in the biological control of forest insects. *Ann Rev Entom.* 11: 449-470.

Canela-Rojo, M. A. 1981. Ambito hogareño del ratón de los volcanes *Neotomodon a. asltoni* (Rodentia: Cricetinae) en la sierra del Ajusco. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias. UNAM. 71pp.

Carey, A.B. and M.L. Johnson. 1995. Small mammals in managed, naturally young and old-growth forests. *Ecol App.* 5: 336-352.

Cervantes, F.A. 1987. Population and community responses of grassland small mammals to variation of vegetative cover in central México. Unpubl. Ph. D. Dissertation, Univ. Kansas. 90p.

Ceballos, G y C. Galindo. 1984. Mamíferos silvestres de la Cuenca de México. Instituto de Ecología y Museo de Historia Natural de la Ciudad de México.

Ceballos, G. y A. García. 1995. Conserving neotropical biodiversity: the role of dry forest in western México. *Conser Biol*, 9(6): 13-19.

Chávez-Tapia, C. 1988. Diversidad y comportamiento poblacional de una comunidad de roedores de la Sierra del Ajusco, México. Tesis de Doctorado. Facultad de Ciencias. UNAM. 106pp.

Chávez-Tapia, C. y R. Gallardo-Villegas. 1993. Demografía y Reproducción de *Neotomodon alstoni* en la Sierra del Ajusco, México. *Avances en el Estudio de los Mamíferos de México*. Asoc Mex Masto A.C. Publicaciones Especiales Volumen I. 317-331pp.

Chávez, M. 2006. Comparación de la estructura y composición de comunidades de mamíferos pequeños entre una zona de Pino-zacatonal en México y una de Bosque Boreal en Canadá. FES Iztacala. UNAM. 48pp.

Chiarello, A. G. 2000. Density and population size of mammals in Remnants of Brazilian Atlantic Forest. *Conser Biol*. 14(6): 1619-1657.

Clark, B. K., B. S. Clark, T. R. Homerding, W. E. Munsterman. 1998. Communities of Small Mammals in six Grass-dominated Habitats of Southeastern Oklahoma. *American Midland Naturalist*, Vol. 139, No. 2, pp. 262-268.

CORENADER. 2003. El suelo de conservación del Distrito Federal. <http://www.sma.df.gob.mx/sma/corenader>. Secretaría de Medio Ambiente del Distrito Federal.

Cuaron, A. D. 2000. Effects of land cover changes on mammals in a Neotropical region: a Modeling Approach. *Conser Biol*, 14(4): 1676-1692.

Davis, W. B. 1944. Notes on Mexican mammals. *Jour Mamm*. 25 (4): 370-403.

Davis, W. B. 1960. The mammals of Texas. Infor. Educ. Div., Everett T. Dawson Director. Department of Wildlife Management Agricul. And Mechanical College of Texas Bull. 252 pp.

Diffendorfer J.E., Michael S. Gaines, Robert D. Holt. 1995. Habitat Fragmentation and Movements of Three Small Mammals (*Sigmodon*, *Microtus*, and *Peromyscus*). *Ecology*, Vol. 76, No.3 (Apr., 1995), 827-839 pp.

Dirzo, R. 1992. Diversidad Florística y Estado de Conservación de las Selvas Tropicales de México. En: México ante los restos de la biodiversidad. (J. Sarukhan y R. Dirzo eds). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México. 343 pp.

Dunstan, C. E. y B. J. Fox. 1996. The effects of fragmentation and disturbance of rain forest on ground-dwelling small mammals on the Robertson Plateau New South Wales Australia. *Jour Biog*, 23: 187-201pp.

Eisenberg, J. F. 1981. The Mammalian Radiations. An Analysis of Trends in Evolution, adaptation and Behaviour. Univ. Chicago Press. 610 pp.

Elkinton, J.S., W. M. Healy, J. P. Buonaccorsi, G. H. Boettner, A. M. Hazzard, H. R. Smith and A. M. Libhold. 1996. Interactions among gypsy moths, white-footed mice and acorns. *Ecol*. 77: 2332-2342.

Estrada, L. E. 1978. Estudios sobre la reproducción del ratón de los volcanes (*Neotomodon alstoni*) silvestre y nacido en el laboratorio (F1 y F2). Tesis prof. Fac. Ciencias. UNAM. 96 pp.

Fall, B.J. 1968. Activity. In *Biology of Peromyscus* (Rodentia) J.A. King (Ed.) 1968. pag. 543-567.

Fleming, T. H. 1975. The Role of Small Mammals in Tropical Ecosystems. In *Small Mammals; Their Productivity and Population Dynamics*. (F. B. Golley y K. Petrusewics. Eds.). Cambridge University Press. 351 pp.

Fuller, W. A. 1969. Changes in numbers of three species of small rodents near Great Slave Lake, N.W.T. Canada, 1964-1967, and their significance for general population theory. *Ann. Zool. Fennice.*, 6: 113-114.

Galindo, C. y C. J. Krebs. 1987. Population regulation in deer mice: The role of females. *J. Anim. Ecol.* 56(1): 11-24.

García, E. (1978). *Los Climas del Valle de México*. Colegio de Postgraduados, S.A.R.H., Chapingo. México, 63 pp.

García-Estrada, C. 1999. Estudio de dos comunidades de roedores en dos áreas con diferente grado de alteración en el sureste de Morelos. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias. UNAM.

Garza, G. 2000. Delegación La Magdalena Contreras. En: Garza, G. (coord.). *La Ciudad de México en el fin del segundo milenio*. Ed. Gobierno del Distrito Federal y El Colegio de México, México, D. F., 768 pp.

Gentry, B. J. y Odum, P. E. 1957. The effects of wheater on the winter activity of old-field rodents. *Jour. Mamm.*, 38: 72-77.

Hatfield, M. D. 1940. Activity and food consumption in *Microtus* and *Peromyscus*. *Jour. Mamm.*, 21: 29-36.

Heske, E. J., R. S. Ostfield y W. R. Lidicker. 1984. Competitive interactions between *Microtus californicus* and *Reithrodontomys megalotis* during two peaks of *Microtus* abundance. *Jour. Mamm.* 65(2): 271-280.

Heske, E. J. y J. M. Repp. 1986. Laboratory and field evidence for the avoidance of California voles (*Microtus californicus*) by Western harvest mice (*Reithrodontomys megalotis*). *Can. Jour. Zool.*, 64: 1530-1534.

Jackson, C. H. N. 1933. On the true density of tsetse flies. *J. Anim. Ecol.* 2: 204-206

Jujnovsky, J. 2003. Las unidades de paisaje en la cuenca alta del Río Magdalena, D.F., México base fundamental para la planificación ambiental. Tesis Licenciatura (Biólogo)-UNAM, Facultad de Ciencias. 78 pp.



Keller, B. L. 1983. Reproductive patterns. *In*: R. H. Tamarin, (ed). Biology of New World *Microtus*. Spec. Publ. Amer. Soc. Mamm. No. 8. pp. 725-778

Kelt, D. A. 2000. Small mammals communities in rainforest fragments in Central Southern Chile. *Biological Conservation*, 92: 342-358.

King, A.J. 1968. Psychology. *In* Biology of *Peromyscus* (Rodentia). J.A. King (Ed.) Sp. Publ. No. 2. Amer. Soc. Mamm. 496-537.

Krebs, C. J. 1966. Demographic changes in fluctuating populations of *Microtus californicus*. *Ecol. Monog.* 36: 239-273.

Krebs, C. J. 1989. *Ecological Methodology*. Harper Collins Publishers, New York, 654 pp.

Krebs, C. J., I. Wingate, J. Leduc, J. A. Redfield, M. Taitt y R. H. Hilbron. 1976. *Microtus* population biology: dispersal in fluctuating populations of *M. townsendii*. *Can. Jour. Zool.* 54: 79-95.

Laidlaw, R. K. 2000. Effects of habitat disturbance and protected areas on mammals of Peninsular Malaysia. *Conser Biol.* 14(6): 1639-1648.

Laurence, W. F. 1990. Comparative responses of five arboreal marsupials to tropical forest fragmentation. *Jour. Mamm.* 71(4): 641-653.

Lemos, J. A., R. I. Rojas y J. J. Zuñiga. 2005. Técnicas para el estudio de poblaciones de fauna silvestre. UNAM. CONABIO.

Lima, M., R. Julliard, N. Chr. Stenseth y F. M. Jaksic. 2001. Demographic dynamics of a neotropical small rodent (*Philotis darwini*): feedback structure, predation and climatic factors. *Jour. Anim. Ecol.* 70: 761-775.

Lincon, F. C. 1930. Calculating waterfowl abundance on the basis of ganding returns. Circular of the U. S. Department of Agriculture No. 118: 1-4.

Lynam, A. J. y L. Billick. 1999. Differential response of small mammals to fragmentation in a Thailan Tropical forest. *Biol Conser.* 91: 191-200.

Machado-Allison, C. E. 1960. *Microtus mexicanus mexicanus* (De Saussure, 1861), su Biología, ectoparásitos y otras formas animales ecológicamente relacionadas. Tesis Profecional. Facultad de Ciencias. UNAM.

May, R. M. y D. I. Rubisntein. 1984. Reproductive strategies. In *Reproduction in Mammals. Book 4 Reproductive Fitness.* (C. R. Austin y R. V. Short, Eds.). Cambrindge University Press. 1-23 pp.

Merritt, J. F. 1984. *Winter Ecology of Small Mammals.* Carnegie Museum of Natural History. Spec. Publ. No. 10. Pittsburg, 380 pp.

Maser, C., J. Trappe, and R. A. Nussbaum. 1978. Fungal small mammal interrelationships with emphasis on Oregon coniferous forest. *Ecol.* 59: 799-809.

Millar, J. S. 1975. Tactics of energy partitioning in breeding *Peromyscus*. *Can. Jour. Zool.* 53: 967-976.

Millar, J. S. 1984. Reproduction and Survival of *Peromyscus* in Seasonal Environments. *In:* J. F. Merritt (ed) *Winter ecology of small mammals.* Carnegie Mus. Nat. Hist. Spec. Publ. No. 10, 253-266 pp.

Millar, J. S. 1987. Energy reserves in breeding small rodents. *Symp. Zool. Soc. Lond.* 57: 231-240.

Millar, J. S. 1988. The role of reproduction and life histories in models of small rodent population dynamics. *Oikos* 52: 212-214.

Millar, J. S. 1990. Reproduction and Development. *In:* G. L. Kirkland Jr. y J. N. Layne (eds) *Advances in the study of Peromyscus (Rodentia).* Texas Tech Univ. Press. Lubbock, TX.

Millar, J. S. y D. G. L. Innes. 1983. Demographic and life cycle characteristics of montane deer mice. *Can. Jour. Zool.* 61: 547-585 pp.

Millar, J. S., F. B. Wille y S. T. Iverson. 1979. Breeding by *Peromyscus* in seasonal environments. *Can. Jour. Zool.* 57: 719-727.

Nichols, J. D. y K. H. Pollock. 1983. Estimation methodology in contemporary small mammals capture-recapture studies. *Jour. Mamm.* 64: 253-260.

Nupp, T. E. y R. K. Swihart. 1998. Effects of forest fragmentation on population attributes of whitefooted mice and eastern chipmunks. *Jour. Mamm.* 79(4): 1234-1243.

Ontiveros, A. (1980). Análisis físico y algunos aspectos socioeconómicos de la cuenca del río Magdalena. Tesis de Licenciatura en Geografía. UNAM, México, 113pp.

Pérez, G. 2004. Estudio demográfico de *Liomys pictus* en una zona conservada y una perturbada de bosque tropical caducifolio en el Estado de Oaxaca. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias, UNAM.

Pollock, K. H., J. D. Nichols, C. Brownie y J. E. Hines. 1989. Statistical Inference for Capture-Recapture Experiments. *Wildlife Monographs.* 107: 1-97 pp.

Ramírez, C. J. 1986. Investigación sobre el crecimiento del ratón de los volcanes (*Neotomodon alstoni*) silvestre y nacido en laboratorio (F1). Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias. UNAM. México

Ramírez-Olivos, C. 1995. Densidad de Población de los Roedores Cricétidos del Volcán Malinche, Tlaxcala. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias, UNAM. 77 pp.

Rojas, M. E. 1984. Descripción del microhábitat de cinco especies de ratones en la Sierra del Ajusco. Tesis Licenciatura. Facultad de Ciencias. UNAM. 84 pp.

Romo, E. 1993. Distribución altitudinal de los roedores al noreste del Estado de Queretaro. Tesis de Licenciatura, Facultad de Ciencias, UNAM. 65 pp.

Rzedowski, J. 1991. Diversidad y Orígenes de la Flora Fanerogámica de México. *Acta Botanica Mexicana* 14:3-21.

Rzedowski, J. y G. Calderon de Rzedowski (eds). (2001). Flora Fanerogámica del Valle de México. 2ª ed. CONABIO, Instituto de Ecología, UNAM, México, 1406 pp.

Rzedowski, J. y G. Calderón de R. 2001. Flora Fanerogámica del Valle de México. CONABIO, Instituto de Ecología A.C. y Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F.

Sánchez-Cordero, V. 1980. Patterns of Demography and Reproduction in a Rodent Community in Central México. Tesis Master of Science. School of Natural Resources. University of Michigan. 97 pp.

Sánchez-Cordero, V. 1993. Estudio poblacional de la rata espinosa *Heteromys desmarestianus* en la selva húmeda en Veracruz, México. Pp. 301-316, In: R. A. Medellín y G. Ceballos (eds). Avances en el estudio de los Mamíferos de México. *Asoc Mex Masto, A.C. Publ. Esp.* 1: 1-464.

Sánchez-Cordero, V y M. Canela-Rojo. 1991. Estudio poblacional de roedores en un bosque de pino del Eje Neovolcanico Transversal Mexicano. *Anales Inst. Biol. UNAM. México, Ser. Zool.* 62(2): 319-340.

Sánchez-Cordero, V., G. Magaña Cota y M. A. Briones. 1997. Modelos de Captura y Recaptura en Cinco Especies de Roedores. *En: J. Arroyo C. y O. J. Polaco (coordinadores) Homenaje al profesor Ticul Álvarez.* Instituto Nacional de Antropología e Historia. México, D.F. 297-324 pp.

Sánchez-Hernández, C., C. Chávez T. y V. Sánchez-Cordero. 1981. Patrón de actividad del meteorito *Microtus mexicanus mexicanus* Saussure, 1861 (Rodentia:Microtinae) en condiciones urbanas del Valle de México. *An. Inst. Biol. UNAM.* 51 Ser. Zool. (1) : 605-614 pp.

Sánchez-Hernández C., A. Rojas Martínez y C. Chávez Tapia. 1990. Fluctuación de población de *Neotomodon alstoni alstoni* (Rodentia:Cricetinae) en la Sierra del Ajusco, México. In: *Ecología Urbana (A. R. Gio, R. Y. Hernández y h. E. Sainz, eds.) Vol. Esp. Soc. Mex. Hist. Nat.*

Sanchez Hernandez, C. 2002. Biología y dinámica poblacional de *Microtus mexicanus mexicanus* (Rodentia: Muridae) en el sur de la Ciudad de México. Tesis Doctorado, UNAM, Facultad de Ciencias.

Sánchez Navarrete, F. 1981. Roedores y Lagomorfos. Colegio de Ingenieros Agrónomos de México, A. C. México. 247 p.

Santos-Moreno, A., M. A. Briones-Salas y R. López-Wilchis. 2007. Diferencias en algunos parámetros demográficos de *Oryzomys chapmani* (Rodentia: Muridae) asociadas a tres estados sucesionales de bosque mesófilo de montaña en Oaxaca, México. *Acta Zool. Mex.* (n.s.) 23(1): 123-137 pp.

Sidorowicz, J., 1960. Influence of the Weather on Capture of Micromammalia. I. Rodents (Rodentia). *Acta Theriol.*, 9: 139-157.

SMADF. 2003. El ambiente y la Ciudad de México. [http://www.sma.df.gob.mx/educacion/04\\_saber/agua.htm](http://www.sma.df.gob.mx/educacion/04_saber/agua.htm).

Smith, J. N. M., P. R. Grant, B. R. Grant, I. J. Abbott y L. K. Abbott. 1978. Seasonal variation in feeding habits of Darwin's ground finches. *Ecol.* 59: 1137-1150.

Sullivan, T.P., A.S. Harestad and B.M. Wikeem. 1990. Control of mammal damage. In D.P. Lavender, R. Parish, C.M. Johnson, G. Montgomery, A. Vyse, R.A. Willis and D. Winston, editors. *Regenerating British Columbia's forest*. University of British Columbia Press, Vancouver, British Columbia, Canada. 302-318 pp.

Sullivan T. P., D. S. Sullivan y P. M. F. Lindgren. 2000. Small Mammals and Stand Structure in Young Pine, Seed-Tree, and Old-Growth Forest, Southwest Canada. *Ecological Applications*, Vol. 10, No. 5, *Ecol. Soc. Amer.* pp. 1367-1383.

Taitt, M. J. y C. H. Krebs. 1983. Population dynamics and cycles. Pp. 567-620. In: R. H. Tamarin (ed) *Biology of New World Microtus*. Spec. Publ. Amer. Soc. Mamm. No. 8.

Toledo, V. M. 1988. La diversidad biológica en México. *Ciencia y Desarrollo*. 14:17-30.

Torres, B. B. y K. Torres H. 2006. Densidad poblacional y riqueza de especies de roedores en el centro de educación ambiental e investigación "Los Alamos", San José de Gracia, Aguascalientes. Instituto del Medio ambiente del Estado de Aguascalientes. Universidad Autónoma de Aguascalientes.

Vázquez, L. A. 1980. Contribución al conocimiento del área de actividad, densidad de población y actividad reproductiva de *Microtus mexicanus mexicanus* (Rodentia: Microtinae) en la sierra de Ajusco, México. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias. UNAM. 57 pp.

Velazquez, A. y F.J. Romero. 1999. Biodiversidad de la Región de Montaña del Sur de la Cuenca de México. Universidad Autónoma Metropolitana. Secretaría del Medio Ambiente.

Villa, J. R. 1953. Mamíferos silvestres del Valle de México. An. Inst. Biol. UNAM. 23 (1-2): 269-492.

Waters, J. R. y C. J. Zabel. 1998. Abundances of small mammals in fir forest in Northeastern California. Jour. Mamm. 79(4): 1244-1253.

Webster, D. W. and J. Knox Jones Jr. 1982. *Reithrodontomys megalotis*. Mamm. Spec. No. 167, pp 1-5.

White, G. C., D. R. Anderson, K. P. Burnham y D. L. Otis. 1982. Capture-Recapture and Removal Methods for Sampling Closed Population Report. La-8787-ERP. Los Alamos National Laboratory. Los Alamos, Nuevo México. 235 pp.

Zalapa, S. S., M. H. Badii, F. A. Cervantes y S. Guerrero. 2005. Ecología poblacional de *Liomys pictus* en tres áreas de bosques tropical subcaducifolio con diferente tiempo de regeneración, en la costa Norte de Jalisco, México. Acta Zool. Mex. (n. s.) 21: 1-14.

## ANEXO I

***Microtus mexicanus*** (Saussure, 1861).

(Saussure, 1861). Rev. Mag. Zool. París, ser. 2, 13:3.

“meteorito o ratón alfalfero mexicano”

**Descripción:** Es un roedor de tamaño mediano en comparación con otros de zonas templadas. Su pelo es largo y suave, de coloración pardo oscuro, con los flancos más claros y el vientre grisáceo. La cola es ligeramente bicolor. Se reconoce por su hocico chato, cola pequeña y orejas cortas y redondas casi cubiertas por el pelaje.

**Distribución:** Su distribución se extiende desde el suroeste de Estados Unidos Hasta el centro y sur de México, ocupando las Sierras Madre Oriental y Madre Occidental, la Faja Volcánica Transmexicana y la Sierra de Oaxaca.

**Medidas externas:** LT, 146 (108 a 166); CV, 27.6 (19 a 32); PT, 17.8 (16 a 20); OI, 8.8 (5 a 14).  
Peso 31.8 (14.2 a 45g).

**Medidas craneales:** 24.1 (20.9 a 25.2); 13.1 (12.6 a 15.3).

***Neotomodon alstoni*** Merriam, 1898  
"ratón de los volcanes"

Merriam, 1898. Proc. Biol. Soc. Washington, 12:128.

**Descripción:** Es un ratón de tamaño mediano, de apariencia robusta y comportamiento dócil. La coloración del dorso es gris oscuro, hacia los lados del cuerpo presenta dominancia de color amarillo ocráceo y blanco en el vientre. La mayoría de los ejemplares tienen una pequeña mancha pectoral amarillenta. Los juveniles presentan un pelaje coloración gris uniforme. Las orejas son anchas y gruesas, casi desnudas en su mayor parte, pero con pelos largos en su base.

**Distribución:** Es una especie endémica de México con una distribución restringida a las montañas de la Faja Volcánica Transmexicana desde Michoacán hasta Veracruz.

**Medidas externas:** LT, 170.2 (158 a 280); CV, 69.8 (67 a 218); PT, 22.8 (19 a 28); OI, 19.9 (15 a 28). Peso: 36.7 (19 a 54 g).

**Medidas craneales:** LM, 28.2 (20.9 a 31.49); AC 14.2 (14.1 a 16.9).



***Peromyscus melanotis*** J. A. Allen y Chapman, 1897  
"ratón montañoero"

J. A. Allen y Chapman, 1897. Bull. Amer. Mus. Nat. Hist., 9:203.

**Descripción:** Coloración dorsal ocre con pelos oscuros en la mitad posterior y entre los hombros; tienen una estrecha línea circumorbitaria de color oscuro; en la base de los bigotes llevan una mancha oscura muy tenue, sobre un fondo ocráceo que recubre los carrillos; hay una línea lateral bien definida de color leonado ocre; las orejas son pardo oscuras con bordes blancos. Presenta una mancha negra distintiva y característica en la base de las orejas, excepto en los individuos muy jóvenes. Las patas y las manos son blanquecinas; la cola es menor que la longitud de la cabeza y el cuerpo y es bicolor, parda oscura arriba y blanquecina abajo. Se presentan dos fases de coloración bien marcadas, una oscura que corresponde a los individuos de verano y la clara a los de invierno.

**Distribución:** Es considerada una especie monotípica. Su distribución en México se extiende por la Sierra Madre Oriental y Sierra Madre Occidental hasta la Faja Volcánica Transmexicana hasta el centro del país.

**Medidas externas:** LT, 147 (130 a 182); CV, 63.3 (46 a 79); PT, 20.8 (18 a 23); OI, 18.7 (16 a 22.2). Peso: 18 (11 a 32.8 g).

**Medidas craneales:** LM, 25.1 (22.8 a 27.7); AC, 13.09 (11.4 a 13.8).

***Reithrodontomys megalotis*** (Baird, 1858).

*“ratón silvestre orejudo”*

(Baird, 1858). Mammals, *in* Repts. U. S. Expl. Surv., 8(1):451.

**Descripción:** Es un ratón pequeño. Dorsalmente, el pelaje tiende a ser café claro, debido al color de los pelos cobertores, grisáceos en la base y color ante en el extremo, combinados con pelos de guardia relativamente poco densos, de color grisáceo oscuro o negro. La cola es un poco mas larga que el cuerpo, y la anchura de la caja craneana es menor que 10.7 mm.

**Distribución:** Se distribuye desde el sur de Canadá hasta el centro de México. Se encuentra ausente en la parte sur de la Península de Baja California, las planicies costeras del Pacífico y el Golfo, y la Península de Yucatán.

**Medidas externas:** LT, 143.8 (120 a 170); CV, 70.7 (59 a 90); PT, 17.8 (17 a 19); OI, 13.6 (12 a 16). Peso: 10.3 (7 a 13.7 g).

**Medidas craneales:** LM, 21.2 (19.9 a 22.2); AC, 11.06 (10.4 a 11.7).