



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA
DE MÉXICO

FACULTAD DE CIENCIAS

EFECTO DE BORDE SOBRE LOS ROEDORES
NATIVOS Y EXÓTICOS DE LAS ZONAS
NÚCLEO DE LA RESERVA DEL PEDREGAL
DE SAN ÁNGEL, D.F. (MÉXICO), CON
ÉNFASIS EN *Peromyscus gratus*.

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

BIÓLOGA

P R E S E N T A:

ANA ITZEL MONTESINOS LAFFONT



DIRECTOR DE TESIS:
DR. ZENÓN CANO SANTANA

2013



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

1. Datos del alumno

Montesinos

Laffont

Ana Itzel

55 87 43 45

Universidad Nacional Autónoma de México

Facultad de Ciencias

Biología

305686033

2. Datos del tutor

Dr.

Zenón

Cano

Santana

3. Datos del sinodal 1

Dr.

Antonio

Lot

Helgueras

4. Datos del sinodal 2

Dr.

Fernando Alfredo

Cervantes

Reza

5. Datos del sinodal 3

Dra.

Livia Socorro

León

Paniagua

6. Datos del sinodal 4

Dra.

Julieta

Benítez

Malvido

7. Datos del trabajo escrito

Efecto de borde sobre los roedores nativos y exóticos de las zonas núcleo de la Reserva del Pedregal de San Ángel, D.F. (México), con énfasis en *Peromyscus gratus*.

51 pp.

2013

*Para quien me ha cuidado desde el día en que nací,
me guió por el buen camino y me dio lo mejor de sí.*

Gracias, mamá.

AGRADECIMIENTOS

Las primeras y más grandes gracias son para mi mamá, quien siempre me ha dado su apoyo y amor incondicional, además de saber escuchar y de apoyarme en los momentos difíciles. Por supuesto, también por disfrutar conmigo los momentos más alegres y dichosos. Ella me ha dado todas las herramientas para llegar a este momento de mi vida y fue una de mis mayores inspiraciones para poder terminar este trabajo.

Otra persona importante en esta etapa, y a quien agradezco profundamente su apoyo y paciencia, es a mi querido asesor, el Dr. Zenón Cano Santana, quien además de ayudarme a crecer como estudiante y futura profesionista, me enseñó que la pasión por lo que uno hace debe de estar presente por el resto de nuestra vida, y transmitirse a los que nos rodean. También me mostró que no sólo se debe ser exitoso profesionalmente, sino que se debe encontrar el equilibrio con la vida familiar y personal para disfrutar más de los triunfos.

Doy gracias también a otra persona importante en este trabajo, la M. en C. Adriana Garmendia Corona, quien fungió como coasesora en esta tesis y me enseñó todo lo que se tiene que saber para poder atrapar ratones en el campo; además de otros secretos y misterios de la Reserva del Pedregal. De verdad mi admiración para ella y mi reconocimiento por haberme transmitido sus conocimientos. Su ayuda me sirvió infinitamente durante los muestreos.

Reconozco y agradezco a todas las instituciones educativas a las cuales asistí y que me formaron como la estudiante y persona que soy ahora. Igualmente toda mi admiración para todos y cada uno de los profesores que he conocido a lo largo de mi vida educativa, ya que, buenos o malos, de todos aprendí algo y eso me ha servido para ahora poder concluir esta etapa en mi vida. Por supuesto, doy las gracias a la máxima casa de estudios de este país, la Universidad Nacional Autónoma de México, por haberme dado la oportunidad de pertenecer a su institución y permitirme conocer todo el bagaje que en ella se encuentra para poder llegar a ser una profesionista. De verdad, nada puede pagar el conocimiento y la formación que esta universidad proporciona a la sociedad y a miles de jóvenes. Mención aparte es para los académicos que se encuentran aquí y quienes ayudan a formar a los profesionistas del futuro. A ellos, quienes fueron mis maestros, también mil gracias.

Agradezco a todos mis familiares y amigos que han estado presentes en mi vida. Ellos me han apoyado y entendido, a pesar de que han pensado que estoy un poco loquita por haber estudiado esta carrera.

Agradezco con cariño a los que ya no están conmigo, pero que siempre llevaré en mi corazón y quienes siempre me dieron consejos para ser una mejor persona: mi tía Elsa, mi padrino Manuel y mi prima Elisa.

Quiero reconocer a mis amigos quienes han sido una parte fundamental en mi vida.

A Silvana, muchas gracias por ser mi amiga y por contar siempre contigo; gracias además por saberme escuchar y descubrir que muchas veces tienes los mismos miedos y dudas que yo. Recuerda: muérganos hasta el final.

Verita, gracias por brindarme tu amistad y hacerme reír. Es por eso que siempre disfruto tanto tu compañía. Te quiero y aprecio mucho.

Gracias a quienes me brindaron su amistad y compañía en estos años en los que buscamos convertirnos en biólogos: César, Amalia, Gaby, Clarita, Marisela, Ale, Ixchel, Olivia, Israel, Rubén, Laura, Nancy, Daniel y Jonathan. Espero seguir con ustedes en las siguientes etapas, ahora que ya nos hemos convertido en biólogos.

Asimismo, le doy las gracias a quienes me apoyaron sin ningún interés, más que el de aprender, en el campo: a Amalia, Olivia, Laura, Torres, Gina y Miriam. Aprecio de ellos el haberse desmañado, ensuciarse y sentir los rigores del Pedregal de San Ángel junto conmigo. Gracias en especial a Ixchel, quien estuvo conmigo cuando no encontraba a alguien quién me ayudara. Muchas veces ella y yo recorrimos el Pedregal juntas.

Agradezco al taller “Ecología Terrestre y Manejo de Recursos Bióticos”, cuyos responsables son la Dra. María del Carmen Mandujano y el Dr. Zenón Cano, la oportunidad de haber pertenecido a él y del cual esta tesis es producto. Todo su cuerpo de profesores que aquí se encuentra realmente se compromete con los estudiantes y con la realización

de las tesis, por lo que para mí es muy gratificante decir que gracias a las entregas de manuscritos cada semestre y a las presentaciones de cada nivel, pude darle forma y terminar esta tesis que, de otra forma, seguramente me encontraría a la deriva. Reitero mis respetos a todos los profesores que colaboran en éste. Me gustaría agradecer, particularmente, al Dr. Israel Carrillo y a la Biól. Concepción Martínez, miembros de este taller, quienes con sus comentarios e ideas me ayudaron a mejorar sustancialmente el manuscrito y a generar nuevas ideas de análisis de datos.

De igual forma, me es muy grato decir que agradezco haber pertenecido al Laboratorio de Interacciones y Procesos Ecológicos, donde todos los académicos que aquí se encuentran forman un equipo extraordinario, y quienes siempre se encuentran al pendiente de todos y cada uno de los alumnos que aquí nos encontramos. Doy las gracias al M. en C. Iván Castellanos por el apoyo técnico, al Dr. Víctor López por sus comentarios y opiniones para la tesis y a la Biól. Mónica Queijero por sus puntos de vista para las presentaciones. Quiero reconocerlos a todos ellos no sólo como profesionales sino por su excelente calidad como personas.

Agradezco a los miembros de jurado que evaluó la tesis. Reconozco y aprecio su disposición y apertura para revisarla. Al Dr. Antonio Lot doy las gracias por su apoyo para poder realizar el trabajo en la REPSA y por sus aportaciones para mejorar esta tesis. Al Dr. Fernando Cervantes le expresé mi admiración por su entrega y dedicación a su trabajo, y le agradezco todos los ánimos que me ha dado para concluir la tesis además de dar sus aportaciones para el mejoramiento de la misma. A la Dra. Julieta Benítez, de quien aprecio sus comentarios y observaciones, así como su paciencia para realizar los trámites de votos aprobatorios. Finalmente, agradezco a la Dra. Livia León, quien supo ayudarme atinadamente durante el progreso de la tesis.

Agradezco a mi sitio de estudio, la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel de Ciudad Universitaria, la cual me permitió llegar hasta sus entrañas más profundas y conocer muchos de sus secretos y misterios que dentro de ésta se encuentran. Descubrí cómo dentro de una gran ciudad todavía podemos encontrar relictos de un ecosistema natural maravilloso rico en componentes bióticos nativos.

Siempre será poco el espacio para agradecer a todas las personas que están involucradas en un trabajo como éste, pero reitero a todas ellas mi agradecimiento por haberme dado la oportunidad de finalizar esta etapa de mi vida. Espero y deseo cumplir muchas más.

ÍNDICE

Resumen

I. INTRODUCCIÓN

1.1. El efecto de borde	1
1.2. Los mamíferos pequeños y el efecto de borde	5
1.3. Los roedores y el efecto de borde en la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel	8
1.4. Los roedores de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel	9
1.5. Objetivos e hipótesis	9

II. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Sitio de estudio	11
2.2. Sistema de estudio	12
2.3. Selección de sitios	14
2.4. Muestreo	14
2.5. Análisis de datos	17

III. RESULTADOS	19
-----------------	----

IV. DISCUSIÓN	
4.1. Ausencia de roedores exóticos en los bordes	25
4.2. Borde y roedores nativos	29
4.3. Comparando el efecto de borde	33
V. CONCLUSIONES	35
VI. RECOMENDACIONES	36
LITERATURA CITADA	37
APÉNDICE 1	48
APÉNDICE 2	50

"La alegría de ver y entender es el más perfecto don de la naturaleza"
Albert Einstein

Montesinos-Laffont, A.I. 2013. Efecto de borde sobre los roedores nativos y exóticos de las zonas núcleo de la Reserva del Pedregal de San Ángel, D.F. (México), con énfasis en *Peromyscus gratus*. Tesis Profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México. 51 pp.

RESUMEN

La fragmentación es un proceso que afecta a la mayoría de los ecosistemas terrestres y trae consigo la reducción de las áreas cubiertas por ecosistemas naturales originales, así como la formación de bordes. El efecto de borde consiste en un conjunto de cambios que ocurren en los márgenes entre los ecosistemas naturales y las áreas manejadas. Los mamíferos pequeños pueden ser afectados por el borde de acuerdo a su afinidad por ciertos hábitats, por lo que hay especies generalistas, especialistas al borde o especialistas al interior del hábitat original. La Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel de Ciudad Universitaria (REPSA), localizada en el Distrito Federal (México), ha sufrido un proceso de fragmentación muy importante, por lo que es fundamental conocer el estado de conservación de sus zonas núcleo a través de la posible presencia de roedores exóticos en sus bordes. Para conocer esto, se muestrearon roedores en marzo-abril de 2010 en diez sitios distribuidos en las tres zonas núcleo de la REPSA, siete en zona de borde y tres en zonas internas (uno por zona núcleo). En cada sitio se colocaron tres líneas paralelas donde se colocaron diez trampas tipo Sherman con cebo y se separaron 10 m entre sí. Estas se dejaron 2 días, realizándose marcaje de individuos con colorante. No se encontraron roedores exóticos en ningún sitio y sólo se registraron a los roedores nativos *Peromyscus gratus* y *Baiomys taylori*, con 149 y ocho individuos, respectivamente. *Peromyscus gratus* registró mayor densidad en las parcelas de borde que en el interior, mientras que *B. taylori* sólo fue registrado en la zona núcleo suroriental. Se concluye que (1) la ausencia de roedores exóticos en las zonas núcleo sugiere que éstas mantienen un buen estado de conservación, y que (2) *P. gratus* se ve afectado negativamente por el borde al registrar densidades más altas en el interior.

Palabras clave: *Baiomys taylori*, fragmentación, comunidad de roedores, conservación, REPSA.

I. INTRODUCCIÓN

1.1. El efecto de borde

La pérdida del hábitat y la fragmentación son procesos que amenazan la diversidad biológica (Hobbs y Wilson, 1998). La fragmentación, en particular, es un proceso continuo y dinámico que provoca una disminución de las cubiertas vegetales, dejando la vegetación original de un área determinada reducida a pequeños fragmentos aislados unos de otros, inmersos en una matriz más o menos alterada (Didham, 1997). En este sentido, se pueden distinguir cuatro distintos tipos de paisajes en un gradiente de pérdida de hábitats naturales (Hobbs y Wilson, 1998: intactos (“intact”; con menos del 10% de destrucción del hábitat original), salpicados (“variegated”; con entre el 10 y 40% de destrucción del hábitat original), fragmentados (“fragmented”; con entre el 40 y 90% de destrucción del hábitat original) y relictos (“relictual”, con más del 90% de destrucción del hábitat original). En este gradiente, a medida que aumenta la pérdida del hábitat disminuye la conectividad y se incrementa la proporción del borde (Laurence *et al.*, 2000).

Lo anterior da como resultado: el aislamiento de los fragmentos; la disminución de la disponibilidad de la superficie del hábitat; cambios en las condiciones ambientales, como la temperatura, la fuerza del viento y la humedad (Nepstand *et al.*, 1999); y diferencias en el tipo y calidad de recursos (Ries y Sisk, 2004).

Al darse una disminución del tamaño de los fragmentos hay un incremento de la relación perímetro-superficie, originando una banda perimetral del hábitat con condiciones adversas para muchas especies, provocando una zonificación caracterizada por un borde que generalmente es de baja calidad y un hábitat interior de alta calidad (Lidicker, 1999). En este sentido, los bordes son las discontinuidades en las características del hábitat que son percibidas por un organismo o especie de modo que se afecta su desempeño de

alguna manera (Lidicker, 1999). El borde también se puede definir como la transición entre la vegetación primaria y la secundaria o antrópica (Nava-Cruz *et al.*, 2007).

Entre más diferencias existan entre los hábitats que son separados por un borde, los procesos abióticos se modifican en mayor grado, tal como es el caso del borde bosquepotrero, donde en el borde las condiciones son más cálidas, secas e iluminadas que en las zonas localizadas hacia el interior del bosque (Nava-Cruz *et al.*, 2007). A su vez, los bordes cambian los procesos bióticos favoreciendo la invasión de especies generalistas procedentes de la matriz, y eventualmente llevan a un cambio en las interacciones de los organismos, lo que puede favorecer la extinción de las especies nativas (Santos y Tellería, 2006).

Los bordes pueden ser clasificados como *abruptos*, si el cambio entre los hábitats es muy marcado y se encuentra dentro de una franja estrecha; o *suaves*, si los cambios en la vegetación y las condiciones son menos perceptibles, lo cual hace más complicado percibir con claridad el borde (Lidicker, 1999; López-Barrerra, 2004). Estos tipos de borde son percibidos de distinta manera por la fauna silvestre, ya que los bordes suaves son más permeables a la migración de individuos que los bordes abruptos (Stamps *et al.*, 1987).

Los efectos de borde constituyen una de las consecuencias de la fragmentación y, en conjunto con otros factores, como la reducción del área, los efectos de aislamiento, la pérdida de la heterogeneidad del hábitat en los remanentes y las amenazas externas (p. ej., depredación, introducción de especies exóticas y crecimiento de zonas con actividad humana), provocan la extinción de muchas especies (Suárez, 1998; Boada *et al.*, 2006).

El efecto de borde puede detectarse por cualquier cambio en la distribución de una variable dada que ocurre en la transición entre distintos hábitats (Lidicker, 1999). El borde representa un límite que modula el intercambio de materia y de organismos entre dos

hábitats, a lo que se le conoce como *permeabilidad* (López-Barrera, 2004). En el caso de los bosques, la permeabilidad afecta el movimiento de los organismos, la circulación de las semillas, la invasión por parte de las especies arbóreas, arbustivas y herbáceas y la expansión del bosque en el borde (López-Barrera, 2004).

Los efectos de borde se pueden clasificar en dos tipos, basándose en si el borde se comporta o no como un hábitat distinto a los adyacentes: (1) efecto de matriz y (2) efecto ecotonal (Lidicker, 1999; López-Barrera, 2004). El efecto de matriz se presenta cuando el borde no se comporta como un hábitat diferente a los adyacentes (también llamado borde abrupto). En este caso, la conducta de los organismos del borde se explica por el comportamiento del organismo dentro de cada hábitat individualmente y en ausencia del hábitat adyacente, ya que sólo se presenta un cambio abrupto en las condiciones (Krebs, 1989). El efecto ecotonal, por su parte, se caracteriza por que el borde se comporta como un hábitat diferente a los adyacentes (también llamado borde suave). Aquí la respuesta de los organismos se define por su comportamiento cuando los dos tipos de hábitats se encuentran juntos, por lo que no es posible predecir la naturaleza de estas nuevas propiedades solamente por la observación de la actuación de los organismos en un solo tipo de hábitat (Stevens y Husband, 1998).

Los efectos de borde también se pueden clasificar como bióticos directos o bióticos indirectos (Santos y Tellería, 2006). En los efectos bióticos directos una especie es afectada directamente por los individuos de la matriz. Esto se puede observar en situaciones como el incremento de la depredación en los bordes de los fragmentos forestales debido a un aumento de los depredadores generalistas, situación que se reportó por primera vez por Wilcove (1985), quien encontró altas tasas de extinción local en muchos pájaros migratorios debido a la elevada presión de depredación de sus nidos en los bosques fragmentados de Norteamérica. Por otra parte, los efectos bióticos

indirectos se pueden definir como las actividades que realizan las especies foráneas que afectan a las originales tanto en sus propiedades como en sus interacciones. Un ejemplo de esto fue reportado en los encinares inmersos en los campos de cereales de España, donde en el otoño-invierno hay una invasión de ratones procedentes de la matriz agrícola a los encinares, lo que resulta en un incremento en la mortalidad de los propágulos reproductivos de las principales especies arbóreas del encinar propiciado un descenso en el reclutamiento de las especies como consecuencia del consumo de las plantas y propágulos por parte de las ratones (Santos y Tellería, 1997).

Algunas de las consecuencias del efecto de borde pueden ser positivas y otras negativas (López-Barrera, 2004). Un ejemplo de consecuencia positiva es cuando al ocurrir una mayor apertura en la vegetación del borde se favorece una mayor penetración de semillas en un bosque (Cadenasso y Pickett, 2000). Asimismo, algunas especies de plantas, como *Caesalpinia platyloba* Watson (Leguminosae), aumentan su supervivencia en el borde entre una selva baja caducifolia y un potrero (Nava-Cruz *et al.*, 2007). Además, se ha reportado que las especies vegetales pioneras (demandantes de luz) tienen un crecimiento más rápido cerca de los bordes de bosque que en el interior (Benítez-Malvido y Arroyo-Rodríguez, 2008). Por otra parte, dentro de los efectos negativos, se encuentra una mayor herbivoría (Cadenasso y Pickett, 2001), alta depredación de semillas (Kollmann y Buschor, 2002) y de crías en nidos (Conner y Perkins, 2003), así como mayor mortalidad de los árboles (Mesquita *et al.*, 1999) en bordes que en el interior de los bosques.

Los bordes afectan también a las especies vegetales de crecimiento tardío (tolerantes a la sombra), las cuales sólo pueden establecerse y crecer bajo el dosel cerrado del interior del bosque (Benítez-Malvido y Arroyo-Rodríguez, 2008). Asimismo, las ranas de la especie *Eleutherodactylus viejas* (Leptodactylidae) presentan mayor abundancia relativa

en las partes internas de un bosque tropical que en los bordes; de la misma forma, los machos registran mayor vigor en las zonas internas (Osorno-Muñoz, 1999).

El efecto de borde puede mantener su influencia por cientos de metros, tal como lo muestran Benítez-Malvido y Martínez-Ramos (2003), quienes encontraron, en fragmentos de la selva brasileña de 1, 10 y 100 ha, que la riqueza de especies en plántulas reclutadas fue menor en zonas cercanas a los bordes que en las que se encuentran en las partes internas de los fragmentos. Ellos muestran, a través de varios años de estudio, que a mayor cantidad de bordes disminuye la riqueza de especies y que, cuando éstos están ausentes, la riqueza de especies es alta.

El estudio del efecto de borde es complicado debido a que no todas las especies perciben los bordes de la misma manera que los humanos y a que esta percepción varía ampliamente entre especies, según su estrategia de historia de vida y sus necesidades de hábitat (Fagan *et al.*, 1999). Por ejemplo, las plantas pioneras (demandantes de luz) tienen un rápido crecimiento cerca de los bordes de los bosques, mientras que las de crecimiento tardío (tolerantes a la sombra) pueden establecerse y crecer sólo en lugares cerrados del interior de un bosque (Fagan *et al.*, 1999; Benítez-Malvido y Arroyo-Rodríguez, 2008).

1.2. Los mamíferos pequeños y el efecto de borde

Tal como ocurre con otros componentes bióticos, los efectos de borde pueden ser positivos, negativos o neutros para la fauna (Murcia, 1995; Ries y Sisk, 2004). Los mamíferos pequeños, en particular, pueden ser afectados por los efectos de borde de acuerdo a su afinidad por ciertos hábitats, de modo que se reconocen especies generalistas (que se registran tanto en los hábitats de borde como en los internos y que por ello tienen una respuesta neutra), especialistas al borde y especialistas al interior del

hábitat original. Ejemplos de generalistas son *Peromyscus aztecus* Saussure y *Reithrodontomys mexicanus* Saussure (Rodentia: Cricetidae) (Ruán-Tejeda, 2006; Santos-Filho *et al.*, 2008), en tanto que como especialista al borde se registra *Microtus pennsylvanicus* Ord (Rodentia: Cricetidae) (Pasitschniak-Arts y Messier, 1998) y como especialista al interior del hábitat original a *Peromyscus maniculatus* Wagner (Pasitschniak-Arts y Messier, 1998).

Las especies especialistas al interior del hábitat son muy susceptibles al disturbio, ya que su abundancia va disminuyendo conforme se acerca al borde, siendo fundamental preservar el hábitat núcleo donde se encuentran para evitar la extinción de estas especies (Ruán-Tejeda, 2006). Otras especies de mamíferos pequeños se ven perjudicadas por el efecto de borde en variables tales como la edad, el sexo o la condición reproductiva, tal como lo demuestran Fuentes-Montemayor *et al.* (2009). Ellos no encuentran especies beneficiadas o afectadas por el borde, sino que los individuos de *Oryzomys couesi cozumelae* Merriam (Rodentia: Cricetidae) se distribuyen de acuerdo a su edad y sexo, en tanto que los de *Reithrodontomys spectabilis* Jones & Lawlor lo hacen por su edad y condición reproductiva. Ellos encontraron que la proporción de adultos machos de *O. couesi cozumelae* es mayor en el interior que cerca de los bordes, mientras que las hembras y los juveniles son más abundantes en los bordes. Por otra parte, *R. spectabilis* presentó una proporción de adultos significativamente más alta en los bordes, mientras que los juveniles sólo se capturaron en el interior. Asimismo, los individuos reproductivos estuvieron preferentemente distribuidos hacia el borde que hacia el interior.

Los mamíferos pequeños presentan distintas respuestas en función del tipo de borde donde se encuentren (matriz o ecotonal). En el efecto tipo matriz se ha encontrado que algunas especies no cruzan a los hábitats adyacentes, por lo que se ha llegado a la conclusión de que algunos mamíferos no migran entre parches cuando hay un borde

abrupto (Mills, 1995; Stevens y Husband, 1998). En el caso del efecto de borde de tipo ecotonal se ha encontrado una mayor riqueza de especies de mamíferos pequeños en el borde con respecto al interior de un bosque debido a que el cambio en las condiciones bióticas y abióticas no es tan repentino como en el tipo matriz (Stevens y Husband, 1998), aunque también hay casos donde no hay ningún cambio en la abundancia ni en el patrón de movimiento (Menzel *et al.*, 1999).

Actualmente, existen pocas evidencias sobre la escala del borde y el efecto de éste en los pequeños mamíferos. Hasta ahora se sabe que los bordes antropogénicos de gran escala, como las carreteras, tienen en su mayoría efectos negativos en los pequeños mamíferos, pero en escalas pequeñas se ha encontrado que los pequeños mamíferos no presentan cambios en su densidad, composición y tamaño corporal (Klco, 2007), por lo que se podría afirmar que los bordes pequeños, como los caminos de tierra y las pequeñas líneas eléctricas, no tienen efectos significativos sobre las poblaciones de roedores pequeños, tal como lo encontró Klco (2007) en *Peromyscus leucopus* Rafinesque y *P. maniculatus*.

Al analizar la respuesta de los roedores a la frecuencia o persistencia del disturbio, Mills (1995) encontró que en un fragmento de bosque al suroeste de Oregon, EE.UU., los roedores machos de la especie *Clethrionomys californicus* Merriam (Rodentia: Cricetidae) se encontraban con mayor frecuencia en los corredores de bosque. Sin embargo, seis años después, en otro estudio, Tallmon y Mills (2004) encontraron que con el cese del disturbio y la regeneración de la vegetación los roedores pueden vivir indistintamente en el bosque o en lo que antes fueran los corredores de bosque, lo que sugiere que la renovación de la vegetación en estos corredores puede aminorar e incluso eliminar los efectos negativos de borde.

1.3. Los roedores y el efecto de borde en la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel

El Pedregal de San Ángel, localizado al sur de la Ciudad de México, sufrió una pérdida muy importante de su extensión original con el crecimiento de la mancha urbana, lo que provocó que sólo quedaran pequeños fragmentos de este hábitat como son los fragmentos protegidos dentro de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel de Ciudad Universitaria (REPSA) y otras áreas protegidas o de vegetación natural (Cano-Santana *et al.*, 2006). Cada uno de los fragmentos de la REPSA ha quedado aislado dentro de Ciudad Universitaria y la mayoría de sus bordes se encuentran adyacentes a zonas con infraestructura humana (p. ej., calles y edificios; Lot *et al.*, 2012), por lo que estos sitios siguen teniendo un alto grado de transformación, sobre todo en sus bordes, los cuales pueden considerarse como abruptos (Chávez y Ceballos, 1994; Negrete y Soberón, 1994).

Actualmente se sabe que los mamíferos exóticos de la REPSA, como *Mus musculus* Linnaeus (Rodentia: Muridae) y *Rattus* spp. (*Rattus rattus* Linnaeus y *R. norvegicus* Berkenhout; Rodentia: Muridae), se encuentran habitando las zonas de amortiguamiento, mientras que las especies nativas, como *Peromyscus gratus* Merriam, viven en las zonas núcleo (Chávez, 1993; Chávez y Ceballos, 2009; Garmendia-Corona, 2009). Sin embargo, algunos autores (p. ej., Chávez y Ceballos, 1994; Negrete y Soberón, 1994; Cruz-Reyes, 2009) aseguran que la influencia humana en los bordes de las zonas núcleo ha permitido que los roedores exóticos se hayan establecido en el borde de estas zonas. Sin embargo, hasta la fecha no existe ningún estudio del efecto de borde sobre la flora y fauna de la REPSA y, por supuesto, menos existe uno del efecto de borde en las poblaciones y la comunidad de roedores que corroboren o refuten esta hipótesis.

1.4. Los roedores de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel

La riqueza y abundancia de mamíferos de la REPSA se ha ido reduciendo en los últimos 50 años, siendo los roedores los mamíferos más afectados con 86% de las especies desaparecidas, lo cual se debe en gran parte a la fragmentación del área y al disturbio que ésta presenta (Negrete y Soberón, 1994; Chávez y Ceballos, 1994). En los últimos 16 años se han registrado de seis a trece especies de roedores (Negrete y Soberón, 1994; Chávez y Ceballos, 1994; Granados-Pérez, 2008; Hortelano-Moncada *et al.*, 2009). El roedor más abundante es *Peromyscus gratus*, aunque también son comunes por su abundancia: *Neotoma mexicana* Baird (Rodentia: Cricetidae) y *Baiomys taylori* Thomas (Rodentia: Cricetidae; Negrete y Soberón, 1994; Chávez y Ceballos, 1994; Granados-Pérez, 2008; Garmendia-Corona, 2009; Hortelano-Moncada *et al.*, 2009).

La distribución actual de los roedores indica una alta abundancia de *P. gratus* en zonas conservadas de la reserva, de *Peromyscus melanophrys* Coues en zonas con disturbio intermedio y de *M. musculus*, *R. rattus* y *R. norvegicus* en zonas con presencia humana y alto grado de disturbio (Garmendia-Corona, 2009).

1.5. Objetivos e hipótesis

Dada la información vertida anteriormente, el objetivo general de este trabajo es evaluar el efecto de borde sobre las poblaciones de roedores de las zonas núcleo de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel, en especial sobre la abundancia del roedor dominante *Peromyscus gratus*. A partir de éste se desprende como objetivo particular determinar si los bordes facilitan la presencia de especies exóticas.

Se hipotetiza que, dado el actual proceso de fragmentación que sufre el Pedregal de San Ángel, el conocimiento de la distribución de las especies exóticas y nativas dentro de las zonas de amortiguamiento y núcleo de la REPSA (Garmendia-Corona, 2009; San

José-Alcalde, 2010) y las aseveraciones que establecen la presencia de roedores exóticos en los bordes de las zonas núcleo (Cruz-Reyes, 2009), se espera que los roedores nativos sean más abundantes en las partes internas de la reserva mientras que las especies exóticas se encuentren restringidas hacia los bordes de las zonas núcleo. El proceso anterior favorecería la disminución poblacional del roedor nativo *P. gratus* en los bordes.

II. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Sitio de estudio

El Pedregal de San Ángel se formó a partir de las últimas erupciones de la zona del Ajusco, entre ellas la del volcán Xitle, la cual ocurrió hace aproximadamente 1670 años (Siebe, 2000). Este derrame provocó la formación de una capa pétreo agrietada e irregular que posteriormente fue ocupada por diversos organismos (Rzedowski, 1954; Martín del Pozzo, 1995). Al paso del tiempo este lugar fue modificado por la acción humana, perdiéndose gran parte de la vegetación natural que se desarrolló en este lugar y, por esto, en 1983 se realizaron acciones para decretar la protección de zonas de vegetación natural dentro de lo que se conoce como Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel de Ciudad Universitaria (Lot, 2008).

Esta reserva se encuentra dentro de las instalaciones del *campus* de Ciudad Universitaria de la Universidad Nacional Autónoma de México, localizadas al sur de la ciudad de México [19°18'31"-19°19'17" norte, 99°10'20"-99°11'52" oeste, entre 2200 y 2277 metros sobre el nivel del mar (m s.n.m.)]. El clima de la zona es templado subhúmedo con lluvias en verano, con una temperatura media anual de 15.5°C y una precipitación promedio anual de 835 mm (García, 1988). La época de lluvias va de junio a octubre y la de secas abarca de noviembre a mayo (Castillo-Argüero *et al.*, 2004). En el terreno predomina la roca madre expuesta y el suelo es joven, escaso y poco desarrollado (Castillo-Argüero *et al.*, 2004), su origen es eólico debido al acarreo de partículas por el viento y a la deposición de material orgánico por la caída de hojarasca (Rzedowski, 1954). La profundidad promedio es de $4.50 \pm e.e. 0.27$ cm (Cano-Santana y Meave, 1996), la textura del suelo es arenoso-limosa, con bajo contenido de fósforo y nitrógeno, y el pH es ligeramente ácido (5.3 a 6.3; Rzedowski, 1954).

La superficie total actual de la Reserva abarca 237 ha, las cuales se encuentran distribuidas en tres zonas núcleo y 13 zonas de amortiguamiento (REPSA, 2010), y alberga, en la mayoría de su superficie, un matorral xerófilo de alta elevación (Castillo-Argüero *et al.*, 2007), específicamente conocido como matorral de “palo loco” [*Pittocaulon* (= *Senecio*) *praecox* (Cav.) H. Rob. *et* Brettell], en el que codominan *Buddleia cordata* Kunth (Loganiaceae), *Verbesina virgata* Cav. (Asteraceae), *Muhlenbergia robusta* Fourn. Hitchc. (Poaceae) y *Dahlia coccinea* Cav. (Asteraceae) (Cano-Santana, 1994 a, b). Asimismo, muchas de las plantas presentan adaptaciones fisiológicas y morfológicas características de zonas áridas, como es el caso de los cactus y las plantas suculentas (Rzedowski, 1954; Castillo-Argüero *et al.*, 2007). La fauna de esta región está representada por más de 817 especies de artrópodos, 148 de aves, 33 de mamíferos y 13 de anfibios y reptiles (Cano-Santana, 2004; Chávez y Gurrola, 2009; Hortelano-Moncada *et al.*, 2009; Rueda-Salazar y Cano-Santana, 2009).

2.2. Sistema de estudio

Debido a que en los estudios realizados anteriormente en la REPSA sobre mamíferos pequeños, el roedor más abundante ha sido *Peromyscus gratus*, con cerca del 90% de los registros obtenidos (Negrete y Soberón, 1994; Chávez y Ceballos, 1994; Granados-Pérez, 2008; Garmendia-Corona, 2009; Hortelano-Moncada *et al.*, 2009; San José-Alcalde, 2010), se considera a éste como un roedor dominante, por lo cual es fundamental conocer su biología para la realización del estudio.

Chávez y Ceballos (1994) revisaron la biología de *P. gratus* (Figura 2.1), conocido comúnmente como ratón piñonero. Esta especie se encuentra distribuida desde el sur de Estados Unidos hasta el centro de México; la densidad en la REPSA alcanza valores de 50 a 55 ind/ha (Chávez y Ceballos, 1994; Granados-Pérez, 2008; Hortelano-Moncada *et*

al., 2009). Su reproducción se da al final de la época de lluvias, entre septiembre y octubre, y sus movimientos se dan en una zona de aproximadamente 18 m siendo mayor en los machos que en las hembras. Presenta una longitud promedio de 199 mm y un peso promedio de 26.9 g; su coloración dorsal es gris claro mezclado con amarillo y su vientre es de color blanco. Habita entre los 1750 y 2700 m s.n.m. Puede preferir las colinas cubiertas de vegetación arbustiva, aunque normalmente se asocia con hábitats rocosos, en especial con los flujos de lava oscura. Sin embargo, también se ha encontrado en una variedad de hábitats que van desde las tierras cultivadas de coníferas hasta los bosques en la cima de las montañas. Utiliza grietas y fisuras de las rocas para vivir y hacer sus madrigueras, aunque también tiene hábitos arborícolas.



Figura 2.1. Aspecto de un ejemplar de la especie *Peromyscus gratus*. Foto de Lázaro Guevara *et al.*

2.3. Selección de sitios

Se seleccionaron diez sitios con ayuda de una fotografía aérea de Ciudad Universitaria (Figura 2.2), en donde se identificaron siete sitios en borde y tres en las partes internas de cada zona núcleo dentro de la REPSA. Los sitios de borde se ubicaron de la siguiente manera: dos en la núcleo oriente (B1 y B2), uno en la núcleo sur oriente (B3) y cuatro en la núcleo poniente (B4, B5, B6 y B7); mientras que los tres sitios internos ubicados en cada zona núcleo funcionaron como controles. Los rasgos generales de los sitios seleccionados se presentan en el Apéndice 1 y su aspecto se señala en las fotografías presentadas en el Apéndice 2.

2.4. Muestreo

Para evaluar la distribución de los roedores en cada zona seleccionada se trazaron tres líneas paralelas de 100 m cada una separadas entre sí por 10 m. En los bordes, se ubicó la primera línea a 5 m de las bardas o mallas que delimitan los bordes entre la reserva y el área deforestada (Figura 2.3). En cada muestreo y dentro de cada línea se colocaron 10 trampas tipo Sherman (7.5 × 7.5 × 25 cm), separadas entre sí por 10 m, colocando así un total de 30 trampas por zona, ubicadas en 10 columnas y tres hileras, abarcando un área de 1,800 m². Los muestreos se realizaron en marzo-abril de 2010, efectuándolos en los periodos de luna nueva debido a que en ese momento se presenta la mayor actividad de los roedores (Chávez y Ceballos, 1994). Para realizar la captura se colocó cebo formado por una mezcla de avena, esencia de vainilla y crema de cacahuete. Las trampas se revisaron por dos días consecutivos para cada mes, marcando a los roedores capturados con violeta de genciana en la parte ventral y liberándolos en el lugar de captura.



Figura 2.2. Ubicación de los 10 sitios de muestreo seleccionados dentro de las zonas núcleo de la REPSA. En verde se señalan las zonas de borde y en azul las internas. Dentro de cada círculo se señalan el número y tipo de sitio (borde, B o interno, I).

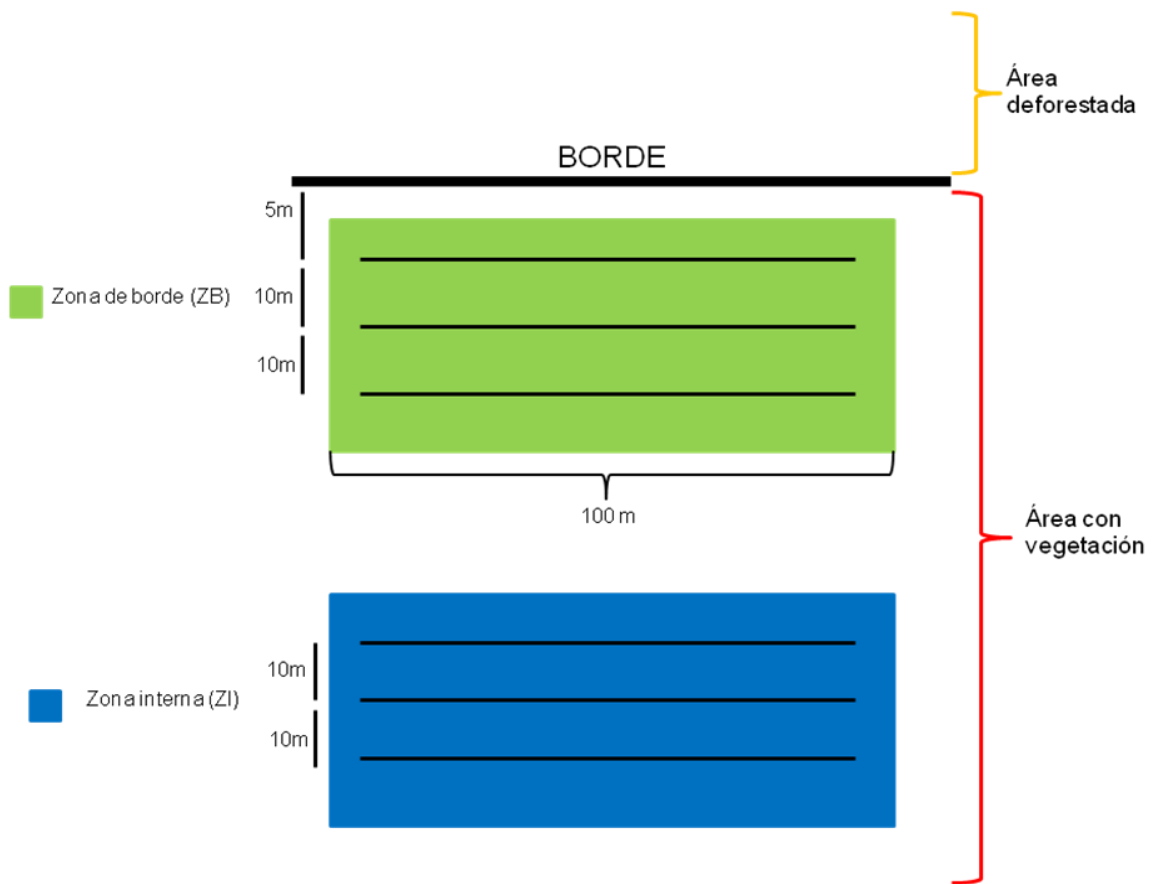


Figura 2.3. Ubicación de las líneas para muestreos en cada sitio separando zona de borde (ZB) y zona interior (ZI).

2.5. Análisis de datos

El esfuerzo de captura se calculó con el número de trampas colocadas en cada zona multiplicado por los días de muestreo (trampas-noche). El éxito de captura se calculó como:

$$\frac{TC/NT}{TT}$$

donde TC es el número total de ejemplares capturados, NT es el número de noches-trampa y TT es el número de trampas; el resultado es expresado en porcentaje. El índice de recaptura fue calculado dividiendo el número total de ejemplares capturados entre el número total de individuos recapturados (Cruz-Lara *et al.*, 2004)

Por otro lado, para estimar el tamaño poblacional se calculó el índice de Lincoln con las frecuencias de *P. gratus*, obtenidas en el campo, con la siguiente fórmula (Southwood y Henderson, 2000):

$$N = an/r$$

donde N es el tamaño estimado de la población, a es el número de individuos capturados el primer día, n es el número total de individuos capturados del segundo día y r es el número de ejemplares recapturados. Con la obtención de este índice se calculó la densidad de individuos por hectárea en cada sitio.

También se calculó el índice de Lincoln modificado por Bailey (1952), debido a que se considera que a largo plazo el índice de Lincoln sobreestima el tamaño poblacional. El índice se debe utilizar cuando el número de recapturas no ha sido determinado con anterioridad al inicio de las mismas, es decir, no se ha puesto un número máximo de recaptura de individuos antes de iniciar con ellas; éste índice fue calculado con la siguiente fórmula (Caughley, 1972):

$$N = a(n+1)/(r+1)$$

Con un error estándar (E.E.) aproximado de:

$$E.E. = \sqrt{[a^2(n+1)(n-r) / (r+1)^2(r+2)]}$$

el cual también fue calculado para poder determinar el intervalo de confianza en el cálculo del tamaño poblacional.

Por otra parte, para determinar la presencia o ausencia del efecto de borde en las poblaciones de *P. gratus* se realizaron pruebas de *t* pareadas (Zar, 1999) para los parámetros de recapturas y número acumulado. Para estas pruebas, los datos para el número acumulado se obtuvieron, para el día uno, del cociente de número de ratones (día 1) entre número de trampas disponibles dicho día; mientras que para el día dos, se obtuvieron del cociente de número de ratones capturados en el día 2 entre número de trampas disponibles para un nuevo individuo (eliminando las trampas con ratones recapturados).

En el parámetro de recapturas los datos utilizados para el análisis se obtuvieron del cociente de número de recapturas entre número de trampas libres para ratones marcados. A este parámetro se le denominó densidad de ratones (*i.e.*, Número de ratones/trampa) y fueron comparados de manera pareada entre cada sitio de borde y el respectivo dato del interior para realizar dicho análisis. Asimismo, se aplicó un modelo lineal generalizado (GLIM) con distribución Poisson a los datos de número acumulado de ratones.

Para comparar las distribuciones de las frecuencias entre cada sitio se hizo una tabla de contingencia de 10 (sitios) × 2 (tipos de trampas: con y sin ratón) y se analizó con una prueba de χ^2 (Díaz, 2006). Además, para conocer las diferencias entre frecuencias de cada celda se hizo un análisis de residuos estandarizados (Siegel y Castellán, 1995).

III. RESULTADOS

El muestreo comprendió un total de 584 noches-trampa en un área de 1,800 m² por sitio en ambos meses. Se capturaron 149 individuos de *Peromyscus gratus*, ocho de *Baiomys taylori*, un zorrillo de la especie *Spilogale gracilis* Merriam (Carnivora: Mephitidae) y ningún ejemplar de especie exótica. Por lo anterior, con los datos obtenidos se analizó sólo el estado de las poblaciones de *P. gratus*.

Se registró un éxito de captura de 25.51%. En el día 1 hubo un mayor número de capturas en el sitio *I1* (9) y *B6* (11; Figura 3.1a). En el segundo día el mayor número de capturas se registró en los sitios *I1* (con 14), *B1*, *B2*, *B4* y *B6* (con ocho; Figura 3.1b). En el segundo día se registraron recapturas, las cuales incrementaron el dato de número de capturas en cada sitio (Figura 3.1b). Se calculó un índice de recaptura de 6.8%. Los sitios que registraron el mayor número de recapturas fueron *I1* e *I3* con cuatro recapturas cada una, mientras los que registraron el menor número fueron *I2*, *B3* y *B7*, cada uno con una recaptura (Figura 3.2).

Al comparar el número acumulado de ratones *P. gratus* entre sitios (Cuadro 3.1), se observó que las zonas con mayor cantidad de ratones fueron *I1*, con 19 ratones, mientras que en el borde la que presentó mayor cantidad fue *B6*, con 17; y las que presentan menor cantidad de individuos fueron *I2*, con 14, y *B3*, con seis individuos. Por otra parte, el índice de Lincoln tuvo un mayor valor en *I2* (54) y *B6* (44), mientras que los menores valores se registraron en *I3* (19.5) y en *B3* (10).

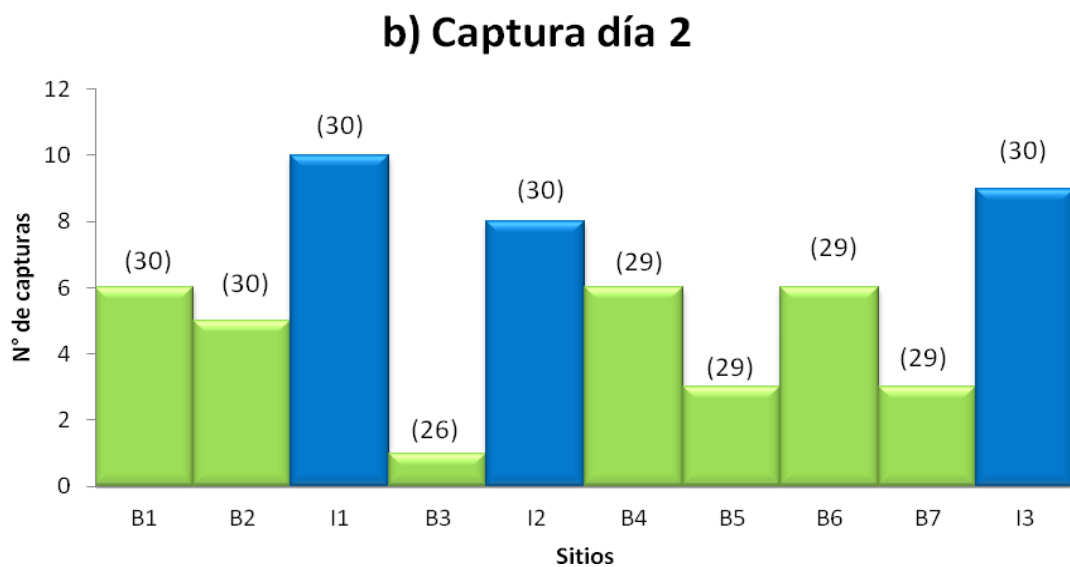
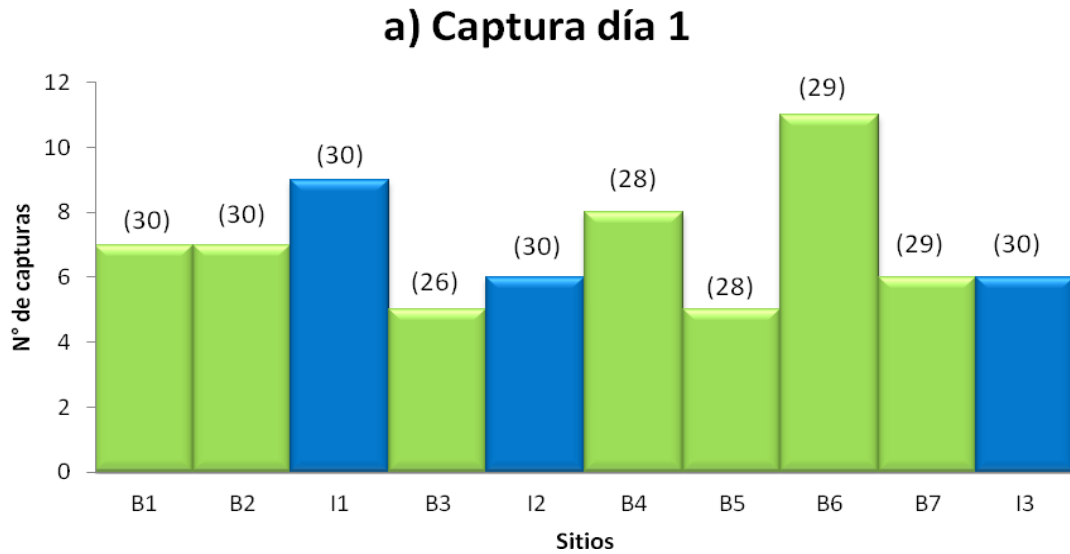


Figura 3.1. Comparación del número de capturas de individuos de *Peromyscus gratus* en cada sitio y día de colecta: día 1 (a) y día 2 (b) en siete sitios de borde (B) y tres del interior (I) de la REPSA. Las zonas de borde se señalan en color verde mientras que las internas se señalan con azul. Entre paréntesis se indica la cantidad de trampas. Datos de marzo-abril de 2010.

Las densidades de *P. gratus* en marzo-abril de 2010 variaron entre 25.97 y 140.25 ratones/ha entre sitios. En las zonas internas se registraron entre 50.64 y 140.25 ind/ha y en las zonas de borde entre 25.97 y 114.28 ind/ha (Cuadro 3.1).

Se encontró efecto de borde para la población de *P. gratus* al mostrarse que hay mayor abundancia de ratones en las partes internas comparado con las zonas de borde (Figura 3.3), tanto en los datos de número acumulado de ratones (prueba de *t* pareada: $t = 2.858$, g.l. = 6, $P < 0.05$), como en el número de recapturas ($t = 5.734$, g.l. = 6, $P < 0.005$; Cuadro 3.2). Este mismo resultado se obtiene con el GLIM sobre los datos de número acumulado de ratones ($\chi^2 = 4.228$, g.l. = 1, $P = 0.04$).

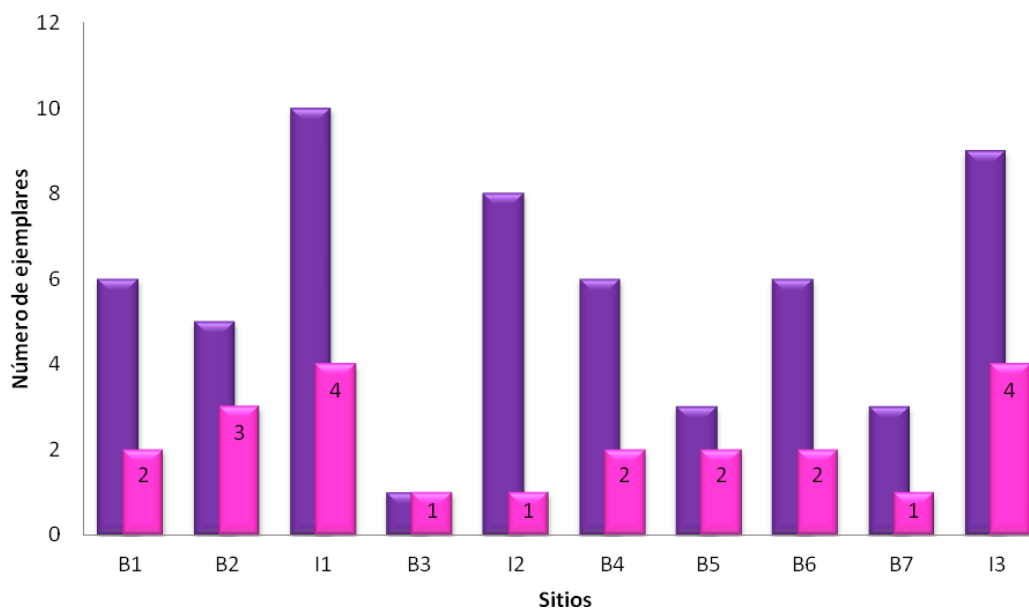


Figura 3.2. Número de capturas nuevas de individuos de *Peromyscus gratus* en el día dos y las recapturas por cada sitio. Las capturas nuevas se encuentran señaladas en color morado y las recapturas en color rosa, el número dentro de las columnas en rosa indica el número de recapturas. Datos de marzo-abril de 2010.

Cuadro 3.1. Número de ejemplares de *Peromyscus gratus* registrado como capturas del día 1, del día 2, número de recapturas, número acumulado, índice de Lincoln (modificado por Bailey) y densidad de ejemplares en cada sitio interno (I) y de borde (B) de la REPSA. El color amarillo indica los sitios de la zona núcleo oriente, el verde los de la zona sur-oriente y el azul los de la zona poniente. Datos de marzo-abril de 2010.

Sitio	Número de capturas Día 1 <i>a</i>	Número de capturas Día 2 <i>N</i>	Número de recapturas <i>r</i>	Número acumulado <i>a+(n-r)</i>	Índice de Lincoln (modificado por Bailey)	Densidad (ratones/ha)
<i>B1</i>	7	8	2	13	21.0	72.72
<i>B2</i>	7	8	3	12	15.7	48.31
<i>I1</i>	9	14	4	19	27.0	81.81
<i>B3</i>	5	2	1	6	7.5	25.97
<i>I2</i>	6	9	1	14	30.0	140.25
<i>B4</i>	8	8	2	14	24.0	83.11
<i>B5</i>	5	5	2	8	10.0	32.46
<i>B6</i>	11	8	2	17	33.0	114.28
<i>B7</i>	6	4	1	9	15.0	62.33
<i>I3</i>	6	13	4	17	16.8	50.64

Cuadro 3.2. Valores obtenidos en la prueba de *t* pareada para número acumulado y número de recapturas de *Peromyscus gratus* a partir de los valores obtenidos de densidad (número de ratones/trampa).

Parámetro	Número de ratones/trampa (± error estándar)		<i>t</i>	p
	Borde	Interior		
Número acumulado	0.234 ± 0.020	0.356 ± 0.039	2.858	< 0.05
Número de recapturas	0.082 ± 0.012	0.212 ± 0.027	5.734	< 0.005



Figura 3.3. Promedio acumulado de ratones \pm error estándar en las zonas de borde e interior de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel.

Las frecuencias a la que se observaron ratones piñoneros en las trampas (*i.e.*, la frecuencia de trampas con y sin ejemplar de *P. gratus*) no dependió de los sitios en el día 1 ($\chi^2 = 5.559$, g.l. = 9, $P > 0.5$) y fue marginalmente significativo en el 2 ($\chi^2 = 16.261$, g.l. = 9, $P < 0.1$). Se observan que en los sitios I1 e I3 hay una frecuencia más alta de trampas con ejemplar de *P. gratus* de lo que se espera, según los valores calculados con una tabla de contingencia (Figura 3.4).

Los ocho individuos de *Baiomys taylori* fueron capturados en la zona B3, cuatro se capturaron el primer día y cuatro en el segundo, dos de los cuales fueron individuos recapturados, obteniendo un acumulado de seis individuos, cinco de los cuales se capturaron en la línea más cercana a la barda y sólo uno en la línea más cercana a la zona interna. El zorrillo de la especie *Spilogale gracilis* se registró en el sitio I1. Durante la colocación de trampas el primer día se observó un ejemplar de *Crotalus molossus* Baird y Girard (Squamata: Viperidae) en I3.

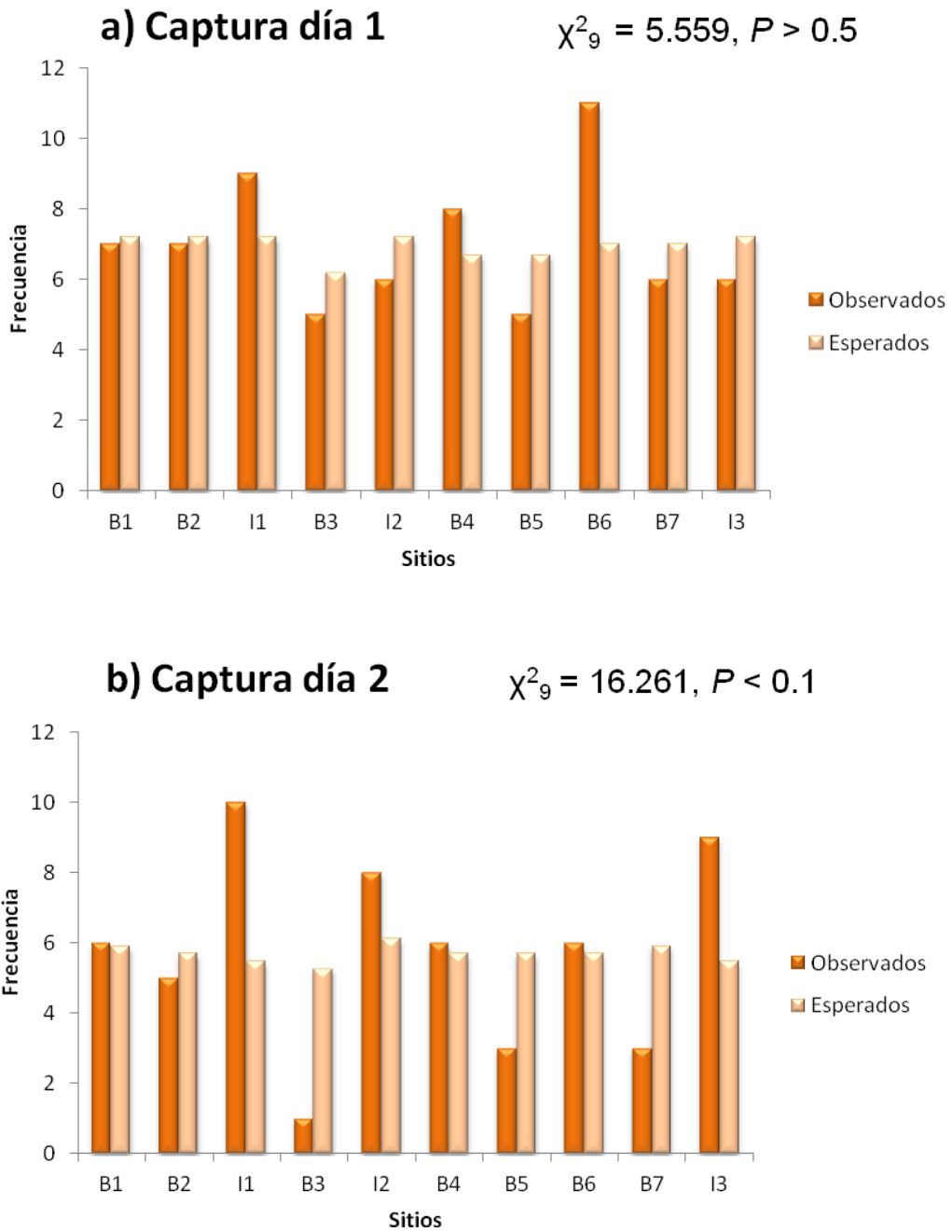


Figura 3.4. Frecuencias observadas y esperadas de *Peromyscus gratus* para cada sitio tanto para el día 1 de captura (a) como para el día 2 (b). Datos marzo-abril del 2010.

IV. DISCUSIÓN

4.1. Ausencia de roedores exóticos en los bordes

Los resultados obtenidos en este estudio confirman la ausencia de roedores exóticos tanto en el borde como en las partes internas de las zonas núcleo de la REPSA, lo que coincide con otros estudios realizados en estas mismas zonas (Chávez, 1993; Granados-Pérez, 2008; Garmendia-Corona, 2009; San José-Alcalde, 2010). Esto indica que las zonas núcleo de la REPSA han servido para la protección de las especies nativas y que funcionan como barrera para las especies exóticas de mamíferos pequeños.

A pesar de que los bordes presentan perturbación, aún no ofrecen las condiciones necesarias para el establecimiento de roedores exóticos, por lo que es clave conocer qué tipos de hábitats convierten a las especies silvestres de roedores en comensales. Los roedores comensales son aquellos que tienen la capacidad para vivir a expensas del hombre y competir con él por el alimento y el medio físico (Faus, 1992). Algunas características de los hábitats adecuados para el comensalismo son (Pocock *et al.*, 2004): 1) ambiente compuesto de material fabricado o de construcción, como ladrillos, concreto, rocas de hormigón y madera; 2) condiciones ambientales favorables, como temperatura y humedad moderadas y con poca variación estacional; y 3) suministro de alimentos constante, por lo que es menos dependiente a la estacionalidad y puede ser continuamente sobreabundante. Esto sugiere que evitando la presencia estos elementos en la zonas núcleo de la reserva se puede prevenir la proliferación de roedores exóticos comensales.

Existen factores, como los refugios, la provisión de alimentos, los competidores nativos y el ambiente heterogéneo, que influyen en la organización y distribución de las poblaciones de pequeños mamíferos (Kufner *et al.*, 2004). Blanco *et al.* (2012) encontraron que la mayoría de los roedores exóticos comensalistas viven en zonas

urbanas y muy pocos en ambientes nativos, mientras que las especies silvestres viven exclusivamente en ambientes nativos, por lo que concluye que los sitios con especies exóticas comensales reúnen características de hábitat más apropiadas para ellas, como la homogeneidad, la continuidad espacial y la provisión de alimento gracias a las actividades humanas, además de construcciones que sirven como refugio para vivir (lo que coincide con las características dadas anteriormente). Igualmente se sabe que las especies exóticas comensalistas prefieren vivir en sitios sin competidores y con condiciones óptimas para ellos (Pocock *et al.*, 2004); además se ha observado que en lugares con borde abrupto, como la REPSA, los mamíferos no migran entre parches (Mills, 1995; Stevens y Husband, 1998). Todos estos factores pueden ser la clave de la ausencia de especies exóticas dentro de las zonas núcleo, a diferencia de las zonas de amortiguamiento, donde sí se observa la presencia de fauna exótica (Garmendia-Corona, 2009; San José-Alcalde, 2010).

A pesar de que las zonas de amortiguamiento a simple vista son muy similares en vegetación y grado de disturbio a algunas zonas de borde, muchas de estas zonas de amortiguamiento han servido como basurero, propiciando las condiciones aptas para la llegada y el establecimiento de roedores exóticos (refugio, desechos orgánicos como alimento y pocos depredadores). Además, estas zonas de amortiguamiento carecen de protección perimetral, la mayoría están rodeadas por arroyos vehiculares (aumentando las fuentes que proveen alimento) y presentan una baja frecuencia de roedores nativos, lo que aumenta la oportunidad de supervivencia a los roedores exóticos en estas zonas y podría ser clave para la ausencia de estos organismos en las zonas núcleo (Lot *et al.*, 2012).

Es muy importante enfatizar que las zonas núcleo de la REPSA se encuentran en constante peligro ya que el campus de Ciudad Universitaria es usado constantemente

para dejar desechos de construcción y jardinería, además de que internamente se genera gran cantidad de basura debido a las actividades humanas que en él se realizan, aumentando la oportunidad de llegada a las especies exóticas comensalistas (Lot *et al.*, 2012). A pesar de la presencia de límites claros, como muros, mallas ciclónicas y construcciones, muchas personas ignoran estas señalizaciones y se introducen a la reserva, en la mayoría de los casos, para realizar actos vandálicos e indigencia que afectan de manera negativa al ecosistema y que, por consecuencia, dan oportunidad a la llegada y establecimiento de organismos dañinos para la biodiversidad nativa (Lot *et al.*, 2012).

La evidencia sugiere que por ahora las zonas núcleo de la reserva funcionan de forma efectiva para resguardar a la especie nativa *P. gratus*. Pero esto no asegura el resguardo de las demás especies nativas de mamíferos ni que en un futuro se prevenga el ingreso de roedores exóticos que faciliten la desaparición de ciertos elementos nativos.

Un ejemplo importante del constante peligro que tiene la REPSA a una invasión es la zona de amortiguamiento A11, la cual después de un disturbio (remoción de roca basáltica, relleno y aplanamiento para construcción de un estacionamiento) comenzó a presentar, en 2006, bajas frecuencias (3 ind/30 trampas) de la especie exótica *Mus musculus* (Villeda-Hernández, 2010). No obstante, años después (2009-2010) con la restauración de la zona, la llegada de roedores nativos, la competencia con ellos y la eliminación de desechos orgánicos, estos roedores exóticos ya no fueron encontrados (San José-Alcalde, 2010). Por lo anterior, las zonas de mayor prioridad deben ser aquellas que comparten bordes con lugares habitados por humanos, como la B5, debido a que estas zonas sirven como proveedor tanto de los organismos exóticos como de las condiciones adecuadas (desechos orgánicos) para su establecimiento marcándolas como un foco de atención inmediata.

El peligro latente de una invasión de especies exóticas es un problema de la mayoría de los ecosistemas marinos y terrestres (CONABIO, 2012). En el proceso de invasión los organismos deben pasar por una serie de estados, que son: la introducción (o transporte), el establecimiento y la dispersión (Mack *et al.*, 2000). La introducción de roedores generalmente es provocada por actividades humanas, al relacionarse ellos con nosotros como comensales (Clout y Russell, 2007). Hasta ahora se sabe que sólo el 1.8% de los roedores son clasificados como invasores exitosos, pero el 13% del género *Rattus* tiene esta distinción (Clout y Russell, 2007); y son precisamente tres especies de este género (*R. rattus*, *R. norvegicus* y *R. exulans* Peale; Rodentia: Muridae), así como una del género *Mus* (*M. musculus*), las especies comensalistas introducidas con mayor frecuencia (Clout y Russell, 2007), y por consiguiente, en la REPSA representan las amenazas más latentes.

Se sabe que existen dos factores para que la invasión de cualquier tipo de organismo pueda ser exitosa (Clout y Russell, 2007): (1) el número de individuos introducidos y el éxito de la introducción (se ha estimado que un tamaño efectivo es alrededor de seis individuos entre machos y hembras), (2) un clima idóneo para la especie en el nuevo hábitat disponible para vivir, y (3) tener un cuerpo de masa pequeña con altas tasas reproductivas por año. Las consecuencias que este tipo de organismos tienen sobre los ecosistemas son: extinción de sus presas nativas, alteración de las comunidades de plantas y animales e interrupción de los patrones de flujo de nutrientes (Fukami *et al.*, 2006), provocando cascadas tróficas alteradas (Croll *et al.*, 2005) además de modificaciones en la competencia y en la herbivoría (Clout y Russell, 2007).

4.2. Borde y roedores nativos

En este estudio sólo se capturaron dos especies de roedores: *Peromyscus gratus* y *Baiomys taylori*. La primera especie fue la más abundante, tal como lo muestran otros estudios realizados en esta zona (Granados-Pérez, 2008; Chávez y Ceballos, 2009; Garmendia-Corona, 2009; Hortelano-Moncada *et al.*, 2009; San José-Alcalde, 2010). Esta especie fue capturada en todos los sitios y presenta densidades muy similares [de 2 a 14 ratones/30 trampas; Cuadro 3.1] a las reportadas por Garmendia-Corona (2009: 7-24 ind./20 trampas), San José-Alcalde (2010; 3-11 ind./16 trampas); y Villeda-Hernández (2010; 2-15 ind./ 30 trampas)], considerando que el muestreo no se realizó en las épocas de más alta densidad, como diciembre (Chávez, 1993; Vázquez *et al.*, 2000; Granados-Pérez, 2008).

Los resultados obtenidos al comparar las densidades (Figura 3.3), tanto de las zonas internas como de las zonas de borde, permiten observar la presencia de efecto de borde sobre las poblaciones de *P. gratus* al mostrarse una mayor cantidad de individuos en las partes internas. El fenómeno del efecto de borde se puede deber a que esta especie de roedor, como la mayoría de los animales, depende en gran medida de la disponibilidad de alimento, por lo que la ausencia o restricción de éste podría causar una reducción en la cantidad de individuos que viven en el sitio.

La dieta de *P. gratus* se compone de granos, semillas, frutas e insectos (King, 1968; Montgomery, 1989; Granados *et al.*, 2005), teniendo una marcada preferencia por las semillas y plantas verdes. Esta preferencia en su alimentación indica que las partes internas de la REPSA funcionan como una mejor fuente de alimento en comparación con las zonas de borde, ya que mientras las partes internas se observa una mayor diversidad y abundancia de plantas, en las zonas de borde la vegetación está dominada por pastos exóticos, árboles exóticos muy altos y vegetación verde escasa. Aún así, este roedor está

presente en los bordes por su adaptación a consumir otra especie de alimento. Esto lo muestra el estudio de Navarro-Frías *et al.* (2007) en el que se encontró que aún en lugares modificados por la agricultura a partir de un matorral xerófilo, *P. gratus* sigue estando presente, por lo que se considera a la especie como tolerante al disturbio (IUCN, 2011).

Para los roedores también es un factor importante el refugio, por lo que la facilidad de encontrar grietas y oquedades puede ser fundamental para evitar depredadores y además poder protegerse de las inclemencias del tiempo. A pesar de que en ambos tipos de sitio (borde e interior) se pueden encontrar elementos para los refugios, se debe tener en cuenta que las grietas y oquedades de las zonas de borde son de difícil acceso para los roedores, al encontrarse tapadas por el crecimiento de pasto exótico, situación contraria a la que se registra en las zonas internas, donde estos sitios están libres y, además, se pueden encontrar otros elementos para refugio como las plantas *Muhlenbergia robusta* y *Agave salmiana* Otto ex Salm-Dyck (ver Apéndice 1; King, 1968; Montgomery, 1989).

Finalmente, otro factor con un papel significativo para la presencia o no de un organismo, y que podría explicar por qué hay un efecto de borde, es la depredación. Los depredadores nativos de este roedor que viven en la reserva son el tlacuache *Didelphis virginiana* Kerr (Didelphimorphia: Didelphidae), el zorrillo manchado *Spilogale gracilis* (Carnivora: Mephitidae), el zorro gris *Urocyon cinereoargenteus* Schreber (Carnivora: Canidae), el cacomixtle *Bassariscus astutus* Lichtenstein (Carnivora: Procyonidae) y la víbora de cascabel *Crotalus molossus*, mientras que los depredadores exóticos son el gato doméstico *Felis silvestris catus* Schreber (Carnivora: Felidae) y el perro doméstico *Canis lupus familiaris* Temminck (Carnivora: Canidae) (Granados-Pérez, 2008; Ramos-Rendón, 2010). Algunos bordes, como B5, presentan evidencias de presencia humana sobre todo en términos de acumulación de desechos orgánicos, por lo que se esperaría

una gran afluencia de visitantes, como perros, gatos y tlacuaches, los cuales pueden llegar en busca de alimento entre los desperdicios incrementando la carga de depredadores y afectando el tamaño poblacional de *P. gratus* en estos sitios (Granados *et al.*, 2005; Granados-Pérez, 2008; Ramos-Rendón, 2010). Esta misma razón nos podría explicar porqué en la zona *I3* hay una densidad muy baja en comparación con la zona *I1*, pues es probable que en la zona núcleo poniente haya un flujo constante de perros y gatos ferales, por el paso abierto a visitantes (Granados-Pérez, 2008; San José-Alcalde, 2010) contrastando a la *I1* donde no hubo registro de presencia de fauna feral. Adicionalmente, se observó presencia de *Crotalus molossus* en la zona interna poniente.

Con los factores anteriormente expuestos (la disponibilidad de alimento y de refugio, la depredación y el ámbito hogareño) y el hecho de que la especie es capaz de tolerar disturbios (Navarro-Frías *et al.*, 2007) se corrobora lo expuesto en otros estudios (Pasitschniak-Arts y Messier, 1998; Tallmon y Mills, 2004; Ruán-Tejeda, 2006; Klco, 2007; Santos-Filho *et al.*, 2008) en los que se ha observado que la afectación en las poblaciones de roedores dependen de la sensibilidad de la especie al cambio de condiciones y de la magnitud del disturbio.

La otra especie de roedor capturado fue *Baiomys taylori*. Este roedor ha sido reportado en la reserva sólo en algunos estudios (Granados-Pérez, 2008; Garmendia-Corona, 2009). Su biología ha sido descrita por Thomas (1887), Eshelman y Cameron (1987) y Wilson y Reeder (2005). Este es el roedor más pequeño en América del Norte; se distribuye en México y Estados Unidos y vive en diversos hábitats en donde hay presencia de arbustos y hierbas; come semillas y hojas de pasto, tunas y tallos de nopal (*Opuntia* spp.; Cactaceae), semillas de mezquite (*Prosopis* spp.; Fabaceae) y bayas de granjeno (*Condalia* spp.; Rhamnaceae), aunque también se ha observado que se alimentan de caracoles e insectos. Las víboras y los búhos son sus depredadores. No presentan

dimorfismo sexual, pesan de 6 a 9.5 g y miden 87 a 123 mm de longitud. Su coloración es gris en las extremidades superiores de los adultos y negro en los juveniles, mientras que las extremidades inferiores son color humo y su pelo es escaso. Los machos ayudan a cuidar a las crías, las asean y las regresan al nido. Se han encontrado nidos debajo de troncos caídos o debajo de espesos montones de pasto. Los ratones jóvenes llegan rápido a la madurez sexual, las hembras a los 60 días y los machos alrededor de los 70 u 80 días. Su longevidad promedio es de 23 semanas, aunque cautivos en laboratorio se ha registrado que viven hasta 170 semanas.

Los estudios que reportan a *B. taylori* indican la presencia de este roedor en la zona núcleo sur-oriente y en sus alrededores (Granados-Pérez, 2008; Garmendia-Corona, 2009), de igual forma que en este estudio. Dadas las coincidencias en estos tres estudios, y considerando que los datos de Granados-Pérez (2008) son robustos debido a que ella muestreó la REPSA con trampas colocadas sistemáticamente cada 10 m en 12 muestreos mensuales, se concluye que esta especie sólo se distribuye en esta área dentro de Ciudad Universitaria. Estudios realizados en otros sitios muestran que esta especie se ha encontrado en sitios con perturbación agrícola y en zonas de pastizal, por lo que se puede esperar que sean tolerantes a la perturbación (Navarro-Frías *et al.*, 2007). De acuerdo con esto, este roedor no necesitaría condiciones tan específicas para mantenerse en un sitio, lo que podría favorecer su conservación en la REPSA. Sin embargo, con base en los estudios que muestran que *B. taylori* sólo se encuentra en esos sitios, se puede fundamentar la alta importancia que tiene la conservación de la zona núcleo Sur-Oriente para la preservación de esta especie en la REPSA, por lo que sería trascendental identificar los factores que permiten o restringen la presencia de este roedor para tomar acciones de conservación y evitar su extinción local.

4.3. Comparando el efecto de borde

Actualmente los estudios sobre efecto de borde para roedores se enfocan, en su mayoría, a los bosques (Kozakiewicz *et al.*, 1999; Manson *et al.*, 1999; Martin *et al.*, 2000; Kollmann y Buschor, 2002; Tallmon y Mills, 2004; Ruán-Tejeda, 2006; Klco, 2007; Santos-Filho *et al.*, 2008), seguidos de las selvas (Osorno-Muñoz, 1999; Asquith y Mejía-Chang, 2005; Fuentes-Montemayor *et al.*, 2009) y muy pocos a otros tipos de vegetación (p. ej. praderas y chaparrales; Pasitschniak-Arts y Messier, 1998; Sauvajot *et al.*, 1998) como es el caso del matorral xerófilo que se evaluó en el presente estudio.

Comparando los resultados obtenidos aquí con otros estudios, se observa que en la mayoría de ellos (Pasitschniak-Arts y Messier, 1998; Sauvajot, 1998; Kozakiewicz *et al.*, 1999; Manson *et al.*, 1999; Santos-Filho *et al.*, 2008) se encuentra un efecto de borde debido a la presencia de especies exclusivas de zonas conservadas, como *Peromyscus californicus* Gambel, *Peromyscus maniculatus* y *Perognathus californicus* Merriam (Heteromyidae); especies afines a lugares con disturbio, como *Microtus californicus* Peale, *Reithrodontomys megalotis* Baird y *Dipodomys agilis* Gambel (Heteromyidae); y, finalmente, especies sin ninguna preferencia, como *Oligoryzomys microtis* Allen (Cricetidae), *Calomys* sp. (Cricetidae) y *Blarina brevicauda* Say (Soricomorpha: Soricidae). Este estudio coincide con otros, donde también se observa un efecto de borde, en aspectos como la presencia de disturbios de gran magnitud y alta frecuencia, además de tener bordes abruptos al igual que la REPSA (matorral-calle o matorral-casas, delimitadas por una valla o muro de piedra).

Por otra parte, los estudios donde no se identifica un efecto de borde (Tallmon y Mills, 2004; Klco, 2007) coinciden, entre ellos, en tener disturbios pequeños o donde se ha disminuido su intensidad permitiendo la regeneración del sistema, además de tener especies con hábitos generalistas y, en algunos casos, especies de zonas conservadas

(como *Peromyscus maniculatus*), que al estar en un sitio con disminución del disturbio se adaptan a vivir allí (Klco, 2007). Lo anterior nos muestra que la presencia o ausencia del efecto de borde para los roedores se encuentra asociado a factores como el tipo, magnitud y frecuencia de los disturbios, así como a los requerimientos de las especies. Esto se puede mostrar de una mejor manera en el estudio de Tallmon y Scott (2004) en el que se realiza una evaluación de efecto de borde en un sitio en dos periodos separados por seis años uno de otro, encontrando diferencias notables entre el primero y el segundo; ya que mientras el primero sí detectó un efecto de borde mediante la disminución de la población de *Clethrionomys californicus* en las zonas modificadas, el nuevo estudio no encontró esta disminución poblacional ni ningún otro factor modificado que se pueda considerar como efecto de borde. Los autores suponen que esto se puede deber a la regeneración que ha tenido la vegetación en seis años y a que ya no se ha fragmentado más el ecosistema; además, identificaron que la población de roedores estudiada es muy fluctuante por lo que las probabilidades de captura entre un estudio y otro pudieron ser distintas.

Finalmente, con los resultados obtenidos en este trabajo y los observados en otros (Pasitschniak-Arts y Messier, 1998; Sauvajot, 1998; Kozakiewicz *et al.*, 1999; Manson *et al.*, 1999; Martin *et al.*, 2000; Kollmann y Buschor, 2002; Tallmon y Mills, 2004; Ruán-Tejeda, 2006; Klco, 2007; Santos-Filho *et al.*, 2008) se puede coincidir con Suárez (1998) en que mientras el ancho del borde es influenciado físicamente por el aspecto y la exposición al viento (lo que provoca diferencias de temperatura, humedad y penetración del viento y de la luz hacia el interior); biológicamente, el ancho del borde depende de los requerimientos ecológicos y del comportamiento de cada especie y de las interacciones entre los organismos del borde y los del interior.

V. CONCLUSIONES

Por todo lo anterior, con los resultados obtenidos en este estudio se puede concluir que:

1. No hay evidencia de presencia de especies de roedores exóticos en las zonas núcleo de la REPSA ni en sus bordes.
2. Existe una baja diversidad de roedores durante los meses de marzo-abril.
3. Existe un efecto de borde sobre *Peromyscus gratus*, y se confirma como la especie de roedor más abundante en la REPSA.
4. A nivel local, solamente se detecta actividad de *Baiomys taylori* en la zona núcleo sur-oriental, por lo que esta zona es muy importante conservarla y manejarla adecuadamente para la preservación de esta especie.

VI. RECOMENDACIONES

Con los resultados obtenidos en el presente trabajo se presentan las siguientes recomendaciones para las autoridades y para estudios realizados en un futuro en esta zona:

- a) Realizar estudios para establecer la presencia o ausencia del efecto de borde en la flora y fauna de la reserva, y así poder conocer cómo el borde afecta la dinámica de los organismos que habitan, principalmente, las zonas núcleo.
- b) Mantener una estricta vigilancia en los bordes de las zonas núcleo para evitar la presencia de desechos de material de construcción y demás desperdicios tanto orgánicos como inorgánicos que ayuden al establecimiento de roedores exóticos y, de ser posible, eliminar todos estos desechos de las zonas de amortiguamiento, lo que podría ayudar a la eliminación de roedores exóticos en estas zonas.
- c) Establecer zonas de alerta por donde podrían ingresar roedores exóticos a las zonas núcleo.
- d) Implementar formas de control más severas en estas zonas para el ingreso de visitantes.
- e) Sería deseable determinar los rasgos ambientales que favorecen la presencia exclusiva de *Baiomys taylori* en la zona núcleo sur-oriente y alrededores; con el fin de mantener estos rasgos favorables y, si es necesario, restringir paso de visitantes ajenos a sitios cercanos como la senda ecológica con el fin de mantener esta especie en la REPSA.

LITERATURA CITADA

- Asquith, N. y M. Mejía-Chang. 2005. Mammals, edge effects, and the loss of tropical forest diversity. *Ecology* **86**: 379-390.
- Benítez-Malvido, J. y M. Martínez-Ramos. 2003. Influence of edge exposure on tree seedling species recruitment in tropical rain forest fragments. *Biotropica* **35**: 530-541
- Benítez-Malvido, J. y V. Arroyo-Rodríguez. 2008. Habitat fragmentation, edge effects and biological corridors in tropical ecosystems. Pp. 1-11, en: Del Claro, K., P. Oliveira, V. Rico-Gray, A. Ramírez, A. Almeida, A. Bonet, F. Scarano, F. Consoli, F. Morales, J. Naoki, J. Costello, M. Sampaio, M. Quesada, M. Morris, M. Palacios, N. Ramirez, O. Marcal, R. Ferraz, R. Marquis, R. Parentoni, S. Rodríguez, U. Luttge (eds). *Encyclopedia of Life Support Systems (EOLSS)*. International Commission on Tropical Biology and Natural Resources, UNESCO, Eolss Publishers, Oxford.
- Blanco, P., H. Corrales, S. Arroyo, J. Pérez, L. Álvarez y A. Castellar. 2012. Comunidad de roedores en el municipio de San Marcos, Sucre, Colombia. *Revista Colombiana de Ciencia Animal* **4**: 89-101.
- Boada, C., G. Remache, D. Padilla, E. Ortiz, A. Tapia y J. Camacho. 2006. Propuesta para la implementación de un corredor biológico entre la Reserva Ecológica Antisana (REA) y el Parque Nacional Llanganates (PNLL). Programa Parque en Peligro, ECOCIENCIA. Memorias: VII Congreso Interamericano de Conservación en Tierras Privadas, Cartagena de Indias.
- Cadenasso, M. L. y S. Pickett. 2000. Linking forest edge structure to edge function: mediation of herbivore damage. *Journal of Ecology* **88**: 31-44.
- Cadenasso, M. L. y S. Pickett. 2001. Effect of edge structure on the flux of species into forest interiors. *Conservation Biology* **15**: 91-97.
- Cano-Santana, Z. 1994a. Flujo de energía a través de *Sphenarium purpurascens* (Orthoptera: Acrididae) y productividad primaria neta aérea de la comunidad xerófila.

Tesis doctoral. Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F.

Cano-Santana, Z. 1994b. La Reserva del Pedregal como Ecosistema: Estructura trófica. Pp. 149-158, en: Rojo, A. (comp.). *Reserva Ecológica "El Pedregal" de San Ángel: Ecología, Historia Natural y Manejo*. Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F.

Cano-Santana, Z. y J. Meave. 1996. Sucesión primaria en derrames volcánicos: el caso del Xitle. *Ciencias* **41**:58-68.

Cano-Santana, Z. 2004. Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel de Ciudad Universitaria, en 27ª Reunión Ordinaria del Consejo Nacional de Áreas Naturales Protegidas. 9 de agosto de 2004. México, D.F.

Cano-Santana, Z., I. Pisanty, S. Segura, P. Mendoza-Hernández, R. León-Rico, J. Soberón, E. Tovar, E. Martínez-Romero, L. Ruiz y A. Martínez- Bastellé. 2006. Ecología, conservación, restauración y manejo de las áreas naturales y protegidas del pedregal del Xitle. Pp. 203-226, en: Oyama, K. y A. Castillo (eds.). *Manejo, Conservación y Restauración de Recursos Naturales en México*. Siglo XXI y Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F.

Castillo-Argüero, S., G. Montes-Cartas, M. Romero-Romero, Y. Martínez-Orea, P. Guadarrama-Chávez, I. Sánchez-Gallén y O. Núñez-Castillo. 2004. Dinámica y conservación de la flora del matorral xerófilo de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel (México, D.F.). *Boletín de la Sociedad Botánica de México* **74**:51-75.

Castillo-Argüero, S., Y. Martínez, M. Romero, P. Guadarrama, O. Nuñez, I. Sánchez y J. Meave. 2007. *La Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel: Aspectos Florísticos y Ecológicos*. Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F. 293 pp.

- Caughley, G. 1972. *Analysis of Vertebrate Population*. John Wiley & Sons, Nueva York. 236 pp.
- Chávez, J. 1993. Dinámica poblacional y uso de hábitat por roedores en un matorral de palo loco (*Senecio praecox*). Tesis profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F. 63 pp.
- Chávez, J. y G. Ceballos. 1994. Historia natural comparada de los pequeños mamíferos de la reserva El Pedregal. Pp. 229-238, en: Rojo, A. (comp.). *Reserva Ecológica El Pedregal de San Ángel: Ecología, Historia Natural y Manejo*. Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F.
- Chávez, J. y G. Ceballos. 2009. Implications for conservation of the species diversity and population dynamics of small mammals in an isolated reserve in Mexico City. *Natural Areas Journal* **29**: 27-41.
- Chávez C., N. y M. A. Gurrola H. 2009. Avifauna. Pp. 261-275, en: Lot, A. y Z. Cano-Santana (eds.). *Biodiversidad del Ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F.
- Clout, M. y J. Russell. 2007. The invasion ecology of mammals: a global perspective. *Wildlife Research* **35**: 180-184.
- CONABIO, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. 2012. Sistema de información sobre especies invasoras en México. Disponible en: <<http://www.conabio.gob.mx/invasoras>>. Consultado el 14 de mayo del 2012.
- Conner, L. y M. Perkins. 2003. Nest predator use of food plots within a forest matrix: an experiment using artificial nests. *Forest Ecology and Management* **182**: 371-380.
- Croll, D., J. Maron, J. Estes, E. Danner y G. Byrd. 2005. Introduced predators transform subarctic islands from grassland to tundra. *Science* **307**: 1959-1961.

- Cruz-Lara, L., C. Lorenzo, L. Soto, E. Naranjo y N. Ramírez. 2004. Diversidad de mamíferos en cafetales y selva mediana de las cañadas de la selva Lacandona, Chiapas, México. *Acta Zoológica Mexicana* **20**: 63-81.
- Cruz-Reyes, A. 2009. Fauna feral, fauna nociva y zoonosis, en: Lot, A. y Z. Cano-Santana (eds.). *Biodiversidad del Ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F.
- Díaz N., V. 2006. *Metodología de la Investigación Científica y Bioestadística*. Ril, Santiago de Chile. 330 pp.
- Didhman, R.K. 1997. The influence of edge effects and forest fragmentation on the winter body condition and population parameters of habitat generalist, the wood mouse *Apodemus sylvaticus*: a test of hypotheses. *Acta Oecologica* **20**: 39-49.
- Eshelman, B. y G. Cameron. 1987. *Baiomys taylori*. *Mammalian Species* **285**: 1-7.
- Fagan, W., R. Cantrell y C. Cosner. 1999. How habitat edges changes species interactions. *The American Naturalist* **153**: 165-182.
- Faus, F. 1992. La problemática de los roedores comensales en la vega baja del río Segura (Alicante). *Mediterránea Serie Biología* **14**: 79-102.
- Fuentes-Montemayor, E., A. Cuarón, E. Vázquez-Domínguez, J. Benítez-Malvido, D. Valenzuela-Galván y E. Andersen. 2009. Living on the edge: roads and edge effects on small mammal populations. *Journal of Animal Ecology* **78**: 857-865.
- Fukami, T., D. Wardle, P. Bellingham, C. Mulder, D. Towns, G. Yeates, K. Bonner, M. Durett, M. Grant-Hoffman y W. Williamson. 2006. Above- and below-ground impacts of introduced predators in seabird-dominated island ecosystems. *Ecology Letters* **9**: 1299-1307.
- García, E. 1988. *Modificaciones al Sistema Climático de Köppen*. Larios, México, D.F.

- Garmendia-Corona, A. 2009. Distribución y abundancia de roedores en Ciudad Universitaria, D.F., con énfasis en *Peromyscus gratus* (Muridae). Tesis profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F. 71 pp.
- Granados-Pérez, Y. 2008. Ecología de mamíferos silvestres y ferales de la Reserva Ecológica "El Pedregal": hacia una propuesta de manejo. Tesis de maestría. Maestría en Ciencias Biológicas, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F. 74 pp.
- Granados, D., G. López, M. Hernández y A. Sánchez. 2005. Ecología de la fauna silvestre de la sierra nevada y la sierra del Ajusco. *Revista Chapingo Serie Horticultura* **11**: 111-117.
- Hobbs, R. y A. Wilson. 1998. Corridors: theory, practice and achievement of conservation objectives. Pp. 265-279, en: Dover, J. y R. Bunce (eds.). *Key Concepts in Landscape Ecology*. International Association for Landscape Ecology IALE (UK), Preston.
- Hortelano-Moncada, Y., F. Cervantes y A. Trejo. 2009. Mamíferos silvestres. Pp. 277-293, en Lot, A. y Z. Cano-Santana (eds.). *Biodiversidad del Ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F.
- IUCN, International Union for Conservation of Nature and Natural Resource. 2011. *Peromyscus gratus*. Disponible en: <<http://www.iucnredlist.org/apps/redlist/details/16663/0>>. Consultada el 7 de noviembre del 2011.
- King, J. 1968. Biology of *Peromyscus* (Rodentia). American Society of Mammalogists. Nueva York. 593 pp.

- Klco, B. 2007. *Edge Effects of Natural and Anthropogenic Field Types on Small Mammal Individual Condition, Population Density and Species Composition at UNDERC-East*. Práctica en el campo de Biología. Universidad de Notre Dame, Centro de Investigación del Ambiente, Notre Dame. 28 pp.
- Kollmann, J. y M. Buschor. 2002. Edge effects on seed predation by rodents in deciduous forests of northern Switzerland. *Plant Ecology* **164**: 249-261.
- Kozakiewicz, M., T. Gortat, A. Kozakiewicz y M. Barkowska. 1999. Effects of habitat fragmentation on four rodent species in a Polish farm landscape. *Landscape Ecology* **14**: 391-400.
- Krebs, C. 1989. *Ecología: Estudio de la Distribución y la Abundancia*. Harla, México. 753 pp.
- Kufner, M., G. Gavier y D. Tamburi. 2004. Comunidades de roedores de pampas de altura en las Sierras Grandes en Córdoba, Argentina. *Ecología aplicada* **3**: 118-121.
- Laurence, W.F., H.L. Vasconcelos y T.E. Lovejoy. 2000. Forest loss and fragmentation in the Amazon: implications for wildlife conservation. *Oryx* **34**: 39-45.
- Lidicker, W. Z. J. 1999. Responses of mammals to habitat edges: an overview. *Landscape Ecology* **14**: 333-343.
- López-Barrera, F. 2004. Estructura y función en bordes de bosques. *Ecosistemas* **13**:67-77.
- Lot, A. 2008. 25 años de la reserva del Pedregal de San Ángel. *Ciencias* **91**:30-32.
- Lot, A., M. Pérez Escobedo, G. Gil Alarcón, S. Rodríguez Palacios, P. Camarena. 2012. La Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel: Atlas de Riesgos. Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F.

- Mack, R., D. Simberloff, W. Lonsdale, H. Evans, M. Clout y F. Bazazz. 2000. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences and control. *Ecological Applications* **10**: 689-710.
- Manson, R., R. Ostfeld y C. Canham. 1999. Responses of a small mammal community to heterogeneity along forest-old-field edges. *Landscape Ecology* **14**: 355-367.
- Martín del Pozzo, A.L. 1995. La edad del Xitle. P. 48, en: Carrillo-Trueba, C. *El Pedregal de San Ángel*, Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F.
- Martin, F., L. Wike y L. Paddock. 2000. Role of edge effect on small mammal populations in a forest fragment. Department of Energy Technical Report. Savannah River Ecology Lab, Aiken, South Carolina.
- Menzel, M. A., W. M. Ford, J. Laerm y D. Krishon. 1999. Forest to wildlife opening: habitat gradient analysis among small mammals in the southern Appalachians. *Forest Ecology and Management* **114**: 227-232.
- Mesquita, R. C. G., P. Delamonica y W. F. Laurance. 1999. Effect of surrounding vegetation on edge-related tree mortality in Amazonian forest fragments. *Biological Conservation* **91**: 129-134.
- Mills, L. S. 1995. Edge effects and isolation: Red-Backed voles on forest remnants. *Conservation Biology* **9**: 395-402.
- Montgomery, W. 1989. *Peromyscus* and *Apodemus*: patterns of similarity in ecological equivalents. Pp. 293-366, en: Kirkland, G. y J. Layne (eds.). *Advances in the Study of Peromyscus (Rodentia)*. Texas Tech University Press, Lubbock.
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* **10**:58-62.

- Nava-Cruz, Y. 2006. Caracterización del efecto de borde en fragmentos de bosque tropical seco en Chamela Jalisco, México. Tesis de doctorado. Centro de Investigaciones en Ecosistemas, Universidad Nacional Autónoma de México, Morelia. 102 pp.
- Nava-Cruz, Y., M. Maass-Moreno, O. Briones-Villarreal e I. Méndez-Ramírez. 2007. Evaluación de efecto de borde sobre dos especies del bosque tropical caducifolio de Jalisco, México. *Agrociencias* **41**:111-120.
- Navarro-Frías, J., N. González-Ruiz y S. Álvarez-Castañeda. 2007. Los mamíferos silvestres de Milpa Alta, Distrito Federal: lista actualizada y consideraciones para su conservación. *Acta Zoológica Mexicana* **23**: 103-124.
- Negrete, A. y J. Soberón. 1994. Los mamíferos silvestres de la reserva ecológica El Pedregal. Pp. 219-228, en: Rojo, A. (comp.). *Reserva Ecológica El Pedregal de San Ángel: Ecología, Historia Natural y Manejo*. Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F.
- Nepstad, D.C., A. Verrísimo, A. Alencar, C. Nobre, E. Lima, P. Lefebvre, P. Schlesinger, C. Potter, P. Moutinho, E. Mendoza, M. Cochrane y V. Brooks. 1999. Large-scale impoverishment of Amazonia forests by logging and fire. *Nature* **398**: 505-508.
- Osorno-Muñoz, M. 1999. Evaluación del efecto de borde para poblaciones de *Eleutherodactylus viejas* (Amphibia: Anura: Leptodactylidae), frente a corredores de servidumbre en diferente estado de regeneración, en dos bosques intervenidos por líneas de transmisión eléctrica de alta tensión. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales* **23**: 347-356.
- Pasitschniak-Arts, M. y F. Messier. 1998. Effects of edges and habitats on small mammals in a prairie ecosystem. *Canadian Journal of Zoology* **76**: 2020-2025.

- Pocock, M., J. Searle y P. White. 2004. Adaptations of animals to commensal habitats: population dynamics of house mice *Mus musculus domesticus* on farms. *Journal of Animal Ecology* **73**: 878-888.
- Ramos-Rendón, A. 2010. Evaluación poblacional de mamíferos medianos en la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel, hacia un programa de control de gatos ferales. Tesis de maestría. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F. 112 pp.
- REPSA, Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel, UNAM. 2010. Acerca de... Ubicación de la reserva. Disponible en: <<http://www.repsa.unam.mx/introduccion.htm>>. Consultado el 7 de abril de 2010.
- Ries, L. y T.D. Sisk. 2004. A predictive model of edge effects. *Ecology* **85**: 2917-2926.
- Ruán-Tejeda, I. 2006. Efectos de la fragmentación sobre las comunidades de pequeños mamíferos en remanentes de bosque mesófilo de montaña del centro de Veracruz. Tesis de posgrado. Instituto de Ecología, A.C., Xalapa. 76 pp.
- Rueda-Salazar, A. y Z. Cano-Santana. 2009. Artrópofauna. Pp. 171-201, en: Lot, A. y Z. Cano-Santana (eds.). *Biodiversidad del Ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F.
- Rzedowski, J. 1954. Vegetación del Pedregal de San Ángel (Distrito Federal, México). *Anales de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas IPN México* **8**:59-129.
- San José-Alcalde, M. 2010. Monitoreo de las actividades de la fauna de vertebrados en dos sitios sujetos a restauración en la Reserva del Pedregal de San Ángel, D.F. (México). Tesis profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F. 74 pp.

- Santos, T. y J. Tellería. 1997. Vertebrate predation on Holm Oak, *Quercus ilex*, acorns in a fragmented habitat: effects on seedling recruitment. *Forest Ecology and Management* **98**: 181-187.
- Santos, T. y J.L. Tellería. 2006. Pérdida y fragmentación del hábitat: efecto sobre la conservación de las especies. *Ecosistemas* **15**:3-12.
- Santos-Filho, M., D.J. Da Silva y T.M. Sanaiotti. 2008. Edge effects and landscape matrix used by a small mammal community in fragments of semideciduous submontane forest in Mato Grosso, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* **68**: 703-710
- Sauvajot, R. 1998. Patterns of human disturbance and response by small mammals and birds in chaparral near urban development. *Urban Ecosystems* **2**: 279-297.
- Siebe, C. 2000. Age and archaeological implications of Xitle volcano, Southwestern Basin of Mexico-City. *Journal of Volcanology and Geothermal Research* **104**:45-64.
- Siegel, S. y N.J. Castellan. 1995. *Estadística no Paramétrica*. Trillas, México, D.F. 346 pp.
- Southwood, T.R.E. y P.A. Henderson. 2000. *Ecological Methods*. Blackwell Science, Oxford. 575 pp.
- Stamps, J.A., M. Buechner y V.V. Krishnana. 1987. The effect of edge permeability and habitat geometry on emigration from patches of habitat. *The American Naturalist* **129**: 533-552.
- Stevens, S. M. y T. P. Husband. 1998. The influence of edge on small mammals: evidence from Brazilian Atlantic forest fragments. *Biological Conservation* **85**: 1-8.
- Suárez, L. 1998. La fragmentación de los bosques y la conservación de los mamíferos. *Biología, Sistemática y Conservación de los Mamíferos de Ecuador* **1**: 83-92.

- Tallmon, D. y L. Mills. 2004. Edge effects and isolation: Red backed voles revisited. *Conservation Biology* **18**: 1658-1664.
- Thomas, O. 1887. Diagnosis of a new species of *Hesperomys* from North America. *Annals and Magazine of Natural History* **5**: 19-66.
- Vázquez, L., G. Cameron y R. Medellín. 2000. Hábitos alimentarios y biología poblacional de dos especies de roedores en el occidente de México. *Revista Mexicana de Mastozoología* **4**: 5-21.
- Villeda-Hernández, M. 2010. Estructura de la comunidad vegetal y abundancia de *Sphenarium purpurascens* (Orthoptera) y *Peromyscus gratus* (Rodentia) en el área "Vivero Alto" de la Reserva del Pedregal de San Ángel sujeta a acciones de restauración. Tesis profesional. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F. 62 pp.
- Wilcove, D. 1985. Nest predation in forest tracts and the decline of migratory songbirds. *Ecology* **66**: 1211-1214.
- Wilson, D. y D. Reeder. 2005. *Mammal Species of the World. A Taxonomic and Geographic Reference*. Johns Hopkins University Press, Lewisburg. 2142 pp.
- Zar, J. H. 1999. *Biostatistical Analysis*. Prentice-Hall, Englewood Cliffs. 130 pp.

APÉNDICE 1

Flora dominante, topografía y disturbios registrados en los 10 sitios seleccionados para determinar el efecto de borde sobre los roedores de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel. La letra B corresponde a sitios de borde y la I a sitios localizados en el interior (ver Figura 2.2).

SITIO	VEGETACIÓN	TOPOGRAFÍA	DISTURBIOS
B1	<i>Cissus sicyoides</i> <i>Pennisetum clandestinum</i> <i>Pittocaulon preacox</i> <i>Ricinus comunis</i> <i>Wigandia urens</i>	Abrupta. Hay un precipicio de 5 m de profundidad después del cual sigue un terreno irregular con grietas, riscos y oquedades.	Presencia humana de bajo impacto con fines recreativos.
B2	<i>Buddleia cordata</i> <i>Cissus sicyoides</i> <i>Eucalyptus camaldulensis</i> <i>Pennisetum clandestinum</i> <i>Schinus molle</i>	Pendiente poco pronunciada. Terreno irregular con riscos y grietas de diferentes profundidades.	La parte más cercana al borde con depósito de desechos orgánicos.
B3	<i>Buddleia cordata</i> <i>Eucalyptus camaldulensis</i> <i>Muhlenbergia robusta</i> <i>Pennisetum clandestinum</i> <i>Verbesina virgata</i>	20% con terreno plano y una grieta de 10 m de profundidad. El terreno es plano con pequeños riscos.	Señales de remoción del basalto.
B4	<i>Buddleia cordata</i> <i>Echeveria gibbiflora</i> <i>Eucalyptus camaldulensis</i> <i>Muhlenbergia robusta</i> <i>Pennisetum clandestinum</i> <i>Ricinus communis</i> <i>Senna multiglandulosa</i> <i>Verbesina virgata</i>	Grietas y riscos poco pronunciados. Hay un risco de 10 m de altura, sobre un terreno más o menos plano.	Presencia de gran cantidad de basura inorgánica, cascajo y evidencias de presencia humana.
B5	<i>Buddleia cordata</i> <i>Cissus sicyoides</i> <i>Opuntia tomentosa</i> <i>Pennisetum clandestinum</i> <i>Senna multiglandulosa</i> <i>Verbesina virgata</i> <i>Wigandia urens</i>	Dominan grietas poco profundas, así como riscos y oquedades poco pronunciadas.	Gran cantidad de desechos inorgánicos y presencia humana.

APÉNDICE 1 (Continuación)

SITIO	VEGETACIÓN	TOPOGRAFÍA	DISTURBIOS
B6	<i>Eucalyptus camaldulensis</i> <i>Pennisetum clandestinum</i> <i>Pittocaulon praecox</i> <i>Ricinus communis</i> <i>Rosa</i> spp. <i>Schinus molle</i> <i>Senna multiglandulosa</i> <i>Senna multiglandulosa</i>	Terreno plano sin irregularidades.	Evidencia de presencia humana.
B7	<i>Buddleia cordata</i> <i>Cissus sicyoides</i> <i>Echeveria gibbiflora</i> <i>Opuntia tomentosa</i> <i>Pennisetum clandestinum</i> <i>Wigandia urens</i>	Se presenta pendientes irregulares en todo el terreno.	Ninguno.
I1	<i>Agave salmiana</i> <i>Buddleia cordata</i> <i>Echeveria gibbiflora</i> <i>Mammillaria magnimamma</i> <i>Opuntia tomentosa</i> <i>Pittocaulon praecox</i>	Terreno irregular con pendientes y elevaciones bajas.	Ninguno.
I2	<i>Buddleia cordata</i> <i>Echeveria gibbiflora</i> <i>Mammillaria magnimamma</i> <i>Opuntia tomentosa</i> <i>Pittocaulon praecox</i>	Abrupto. Los últimos metros son planos.	Ninguno.
I3	<i>Buddleia cordata</i> <i>Echeveria gibbiflora</i> <i>Mammillaria magnimamma</i> <i>Muhlenbergia robusta</i> <i>Opuntia tomentosa</i> <i>Pittocaulon praecox</i>	Área plana con pequeñas elevaciones a los extremos de unos 2 m aproximadamente.	Desechos inorgánicos.

APÉNDICE 2

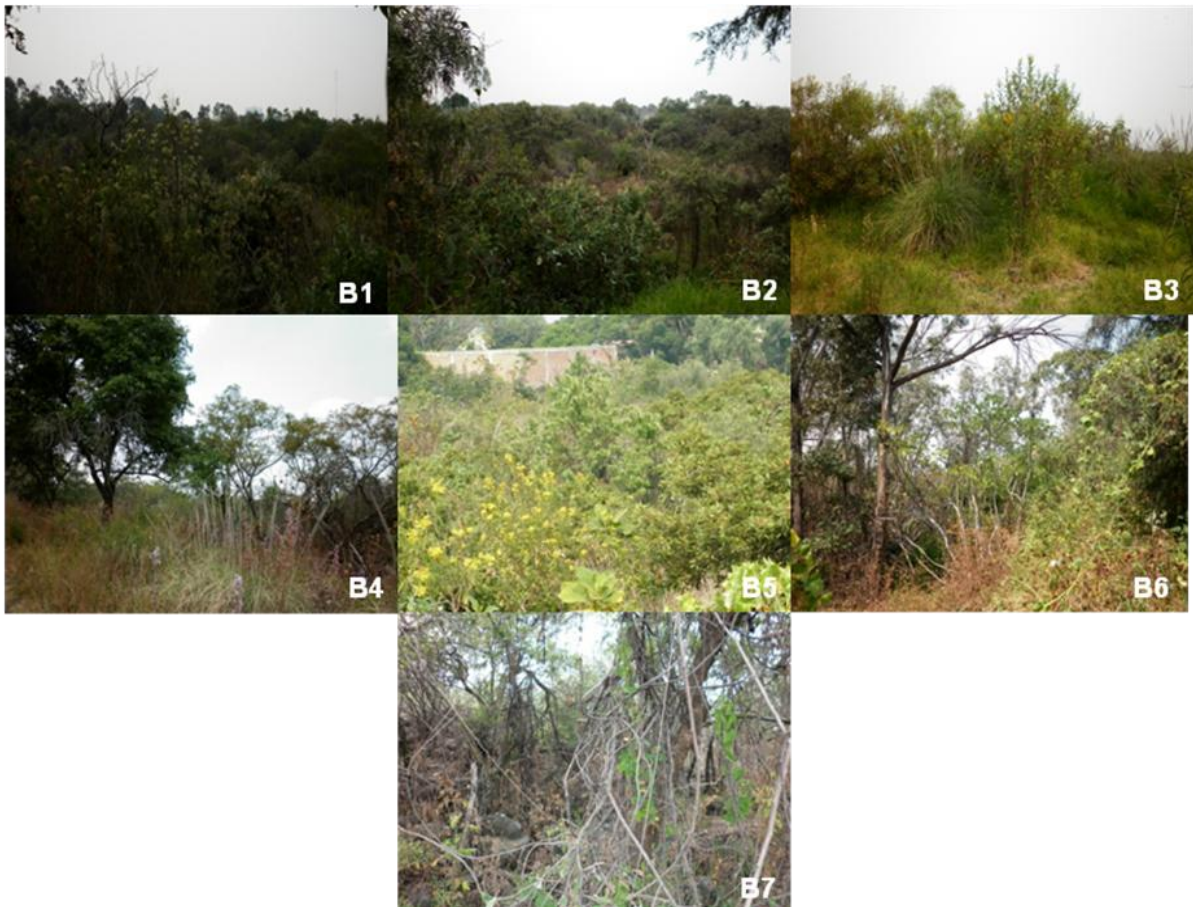


FIGURA A2.1. Aspecto de los sitios *B1* a *B7* localizados en los bordes de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel.

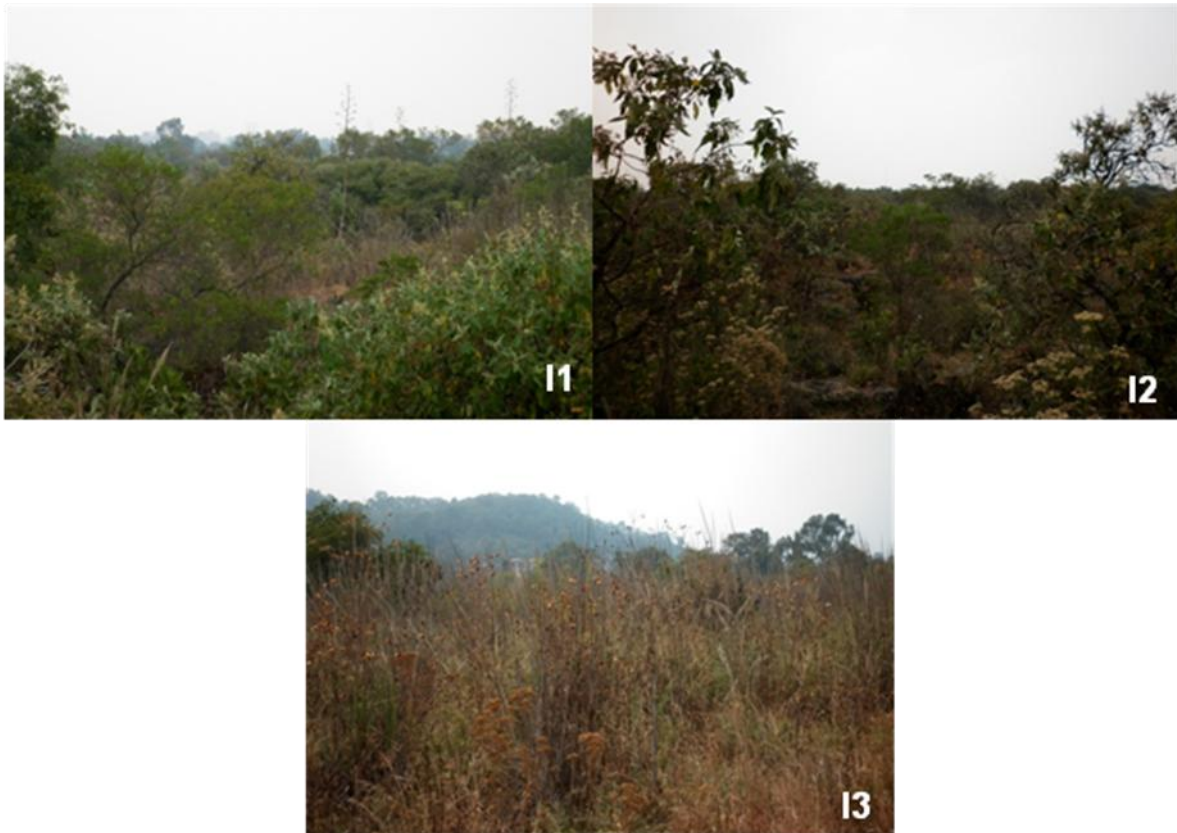


FIGURA A2.1. (Continuación) Aspecto de los sitios 11 a 13 localizados en el interior de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel.