



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA
DE MÉXICO

FACULTAD DE CIENCIAS

REGENERACIÓN DE LA COMUNIDAD VEGETAL Y DE DOS
POBLACIONES DE ANIMALES IMPORTANTES EN EL NE DE LA ZONA DE
AMORTIGUAMIENTO 8 DE LA RESERVA ECOLÓGICA DEL PEDREGAL
DE SAN ÁNGEL EN RESPUESTA A ACCIONES DE RESTAURACIÓN
ECOLÓGICA

T E S I S

PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

BIÓLOGA

P R E S E N T A:

MARITZA TONATZIN PEÑA
MENDOZA



DIRECTOR DE TESIS:
DR. ZENÓN CANO SANTANA

Ciudad Universitaria, CDMX, 2016



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.

1. Datos del alumno

Peña

Mendoza

Maritza Tonatzin

55 2435 3485

Universidad Nacional Autónoma de México

Facultad de Ciencias

Biología

30034323-0

2. Datos del tutor

Dr.

Cano

Santana

Zenón

3. Datos del sinodal 1

Dra.

Orozco

Segovia

Alma Delfina Lucía

4. Datos del sinodal 2

M. en C.

Castellanos

Vargas

Iván Israel

5. Datos del sinodal 3

Dr.

Mendoza

Hernández

Pedro Eloy

6. Datos del sinodal 4

M. en C.

Martínez

Orea

Yuriana

Nombre(s)

7. Datos del trabajo escrito.

Regeneración de la comunidad vegetal y de dos poblaciones de animales importantes en el NE de la zona de amortiguamiento 8 de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel en respuesta a acciones de restauración ecológica.

114 p.

2016.

La ciencia no es sino una perversión de sí misma a menos que tenga como objetivo final el mejoramiento de la humanidad.

Nicola Tesla

A mi querida abuelita Lupe,
quien fue una persona llena
de alegría y con gran fortaleza.

*En donde quiera que te encuentres,
quiero que sepas que te extraño.*

ÍNDICE

AGRADECIMIENTOS	7
RESUMEN	9
1. INTRODUCCIÓN	
1.1. Disturbio y sucesión	11
1.2. Restauración ecológica, especies exóticas y arvenses	12
1.3. Germinación y pre-acondicionamiento: de utilidad para la restauración	17
1.4. La Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel y la Zona de Amortiguamiento A8	22
1.5. Especies de animales importantes en la REPSA	26
2. OBJETIVOS E HIPÓTESIS	29
3. SITIO DE ESTUDIO	31
4. SISTEMA DE ESTUDIO	
4.1. Especies vegetales de estudio	34
4.2. Especies de animales importantes en la cadena trófica	37
5. MATERIAL Y MÉTODOS	
5.1. Acciones de restauración	41
5.2. Estructura de la comunidad vegetal	42
5.3. Seguimiento de la supervivencia de las plántulas introducidas en 2005	43
5.4. Colecta de semillas	45
5.5. Tratamientos y aclimatización de plántulas	45
5.6. Introducción de plántulas a cargo de la autora	46
5.7. Monitoreo de animales importantes	49

6. RESULTADOS	
6.1. Composición de la comunidad vegetal	51
6.2. Supervivencia de las plántulas introducidas en 2005	60
6.3. Supervivencia y crecimiento de plántulas introducidas en 2006: efecto del control de plantas	61
6.4. Cambios de la comunidad vegetal en parcelas sometidas a control de plantas arvenses y exóticas.	63
6.5. Monitoreo de animales importantes	68
6.5.1. <i>Sphenarium purpurascens</i>	68
6.5.2. <i>Peromyscus gratus</i> y <i>Mus musculus</i>	69
6.6. Costos	70
7. DISCUSIÓN	
7.1. Estructura de la comunidad vegetal	71
7.2. La hererogeneidad del sitio sujeto a restauración y sus implicaciones	76
7.3. Introducción de plántulas	80
7.4. Densidad de <i>Sphenarium purpurascens</i> y <i>Peromyscus gratus</i>	82
7.5 El ratón piñonero	84
7.6. <i>Mus musculus</i> .	84
8. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	86
LITERATURA CITADA	90
APENDICES	
Apéndice 1	108
Apéndice 2	109
Apéndice 3	113
Apéndice 4	114

AGRADECIMIENTOS

A toda mi familia, que sin ellos no habría sido posible llegar hasta donde estoy y ser la persona que soy. Mamá, gracias por tu apoyo, amor y por siempre estar a mi lado. Papá, gracias por creer y apoyarme a estudiar esta hermosa carrera. Manolo, hermano: eres mi gran compañero de aventuras y confidente, gracias por todo; te quiero.

A mi persona favorita en este mundo y ahora compañero de vida, Jonathan. Gracias a su apoyo, comprensión y aliento pude cerrar este capítulo de mi vida. Te amo con todo el corazón. Gracias, mi amor.

A mis queridos amigos: Gaby, Tere, Pedro y Genaro, por estar a mi lado por estos largos 16 años, por todas y tantas aventuras que finalmente se traducen en bellas anécdotas de vida. Los adoro con todo mi corazón, amigos.

A Mauro. Gracias por todo el apoyo en campo, por tu compañía en aquellos días soleados monitoreando, trampeando, recorriendo los caminos de la Reserva y por todas aquellas sonrisas.

Agradezco infinitamente a mi asesor, el Dr. Zenón Cano Santana, al que tanto admiro; porque siempre se mantuvo a mi lado, insistiendo y aminándome a terminar este trabajo, a pesar del paso del tiempo. Es por eso que siempre te estaré infinitamente agradecida.

A mi amigo, compañero y colega Noé Flores por tomar parte de tu valioso tiempo en revisar este trabajo, por tus comentarios y consejos: infinitamente, gracias.

También agradezco a una persona de la cual he aprendido grandes cosas y que durante largos años, además de ser mi jefe, ha sido mi compañero y amigo, y de quien he aprendido muchas cosas en el mundo laboral y de la vida. Muchas gracias, Saúl Segura.

A mis sinodales, el Dr. Pedro Eloy Mendoza Hernández, por su ayuda y enseñanza durante mis estudios. A la M. en C. Yuriana Martínez Orea por su orientación y enseñanza en la identificación de la flora de la REPSA, al M. en C. Iván Castellanos-

Vargas por su apoyo técnico y su amistad, y a la Dra. Alma Orozco Segovia y al Instituto de Ecología, UNAM; por su apoyo técnico y teórico en el tratamiento de las semillas y plántulas.

Esta tesis se llevó a cabo gracias a los apoyos financieros del proyecto PAPIIT IN222006 “Evaluación del estado de conservación y restauración ecológica de la Reserva del Pedregal de San Ángel” y el proyecto PAPIME PE204809 “Regeneración ecosistémica de áreas de vegetación natural de Ciudad Universitaria y su Reserva Ecológica sujetas a Restauración” ambos a cargo del Dr. Zenón Cano Santana. Asimismo, este proyecto contó con el apoyo financiero del Dr. César Domínguez Pérez, director del Instituto de Ecología, del Dr. Javier Caballero Nieto, director del Jardín Botánico, y de la Secretaría Ejecutiva de la REPSA.

A Moisés Roble Aguirre, María Angélica Macías Oliva y Nancy Mejía Morán por la difusión de las jornadas de limpieza y el apoyo técnico para la elaboración de los carteles de divulgación.

Por último, y no menos importante; a todos los compañeros que participaron en las jornadas de limpieza a través de su apoyo voluntario: Hysni Canek Garda Castellanos, Noemí Martínez Paredes, Juan José Jiménez, Esteban Cerón Alvarado, Mariana Álvarez, David Varona Guerra, Augusto Zavala Hernández, Angélica Joana Ramírez Gracia, Omar Ezequiel Villanueva López, Ricardo Butrón Gutiérrez, Joel Omar Vega Zuñiga, José Luis Bolaños Sánchez, Jonathan Antonio Garcés, Miguel Ángel Piña Avelino, León Armando Moneada García, Roberto Olivares Castillo, Genaro Medina Luna, Alma Mendoza Reséndiz, José Manuel Peña Rivas, Manuel Tupac Peña Mendoza, David Peña Sánchez, Héctor Flores Peña, , Roberto Pérez López, Abinadab Vázquez Martínez, Stephanie Ariadne Castillo García, Zenón Cano Santana, Billy Lujano Marín, Hilda Marcela Pérez Escobedo, Mónica Queijeiro Bolaños, Óscar Aguado Bautista, José Ángel Baltazar Hernández, José Luis García Sierra, Israel Solano Zabaleta, Alejandro Puente Tapia y a todos aquéllos que por alguna razón no se encuentran aquí citados, pero que participaron, muchas gracias y mil disculpas.

A la Máxima Casa de Estudios, la UNAM y a mi facultad, la Facultad de Ciencias.

RESUMEN

Peña-Mendoza, M.T. 2016. Regeneración de la comunidad vegetal y de dos poblaciones de animales importantes en el NE de la zona de amortiguamiento 8 de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel en respuesta a acciones de restauración ecológica. Tesis profesional. Facultad de Ciencias; Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México. 114 pp.

La restauración ecológica es el proceso de ayudar o asistir a la recuperación de un ecosistema que ha sido degradado, dañado o destruido, para recuperar su ruta histórica y, con ello, contribuir a restablecer la composición de especies, la estructura y el funcionamiento de un ecosistema. La Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel resguarda un ecosistema dentro de Ciudad Universitaria y en la Ciudad de México. Contiene tres zonas núcleo y 13 zonas de amortiguamiento. Las zonas de amortiguamiento están sujetas a un mayor nivel de disturbio humano, fragmentación y aislamiento lo cual complica la recuperación de la vegetación, durante un proceso de restauración ecológica. En la zona de amortiguamiento A8, desde 2005, se lleva a cabo un proyecto de restauración ecológica. En este trabajo se comparó la estructura de la comunidad vegetal y el tamaño poblacional de dos especies de animales nativos: el chapulín *Sphenarium purpurascens* y el ratón piñonero *Peromyscus gratus*, con la finalidad de contribuir a la recuperación de A8. Se compararon los datos de éste estudio, con una zona conservada de referencia localizada en la zona núcleo poniente (ZN). Se reporta también la supervivencia de plántulas introducidas en marzo de 2005 y 2006 y el efecto que tienen las plantas exóticas y arvenses sobre la misma. Se extrajeron 22.62 m³ de tierra, desechos de jardinería y residuos sólidos, se registraron 48 especies nativas no arvenses en la zona A8 y 42 especies en la ZN, 19 y seis especies nativas arvenses, y nueve y dos especies exóticas en las zonas A8 y ZN, respectivamente. La cobertura de eucaliptos de redujo de 48.0 a 3.8% desde marzo de 2005 a julio de 2007, permitiendo el incremento de la cobertura de *Montanoa tomentosa*, *Buddleia cordata*, *Pennisetum clandestinum* y otras plantas no arvenses y arvenses. La supervivencia global de las plántulas introducidas en marzo de 2005, fue de 2.8% ($N = 430$) a dos años de monitoreo. *Sphenarium purpurascens* presentó una

densidad de 14.8 y 31.7 ind/m² en julio de 2006 la cual disminuyó hasta 9.85 y 3.6 en agosto del mismo año en A8 y ZN, respectivamente. En abril de 2007 se registró la mayor abundancia de *Mus musculus* en A8 (16 ind.) y en el mismo mes se registró 5 ind. en la zona de referencia (ZN) de *P. gratus*, mientras que en ZN se registró el mayor número de *P. gratus* en febrero de 2007 (19 ind.). Se concluye que reducir la fuente de disturbio así como el control de las especies vegetales exóticas y la reintroducción de especies nativas se genera un incremento en la cobertura vegetal de las plantas nativas.

Palabras clave: Restauración ecológica, regeneración, eucaliptos, introducción de plántulas, *Mus musculus*, *Pennisetum clandestinum*, *Peromyscus gratus*, plantas exóticas, priming, *Sphenarium purpurascens*.

1. INTRODUCCIÓN

1.1. Disturbio y sucesión

Los disturbios son eventos comunes o esporádicos, súbitos e irregulares de tipo natural o antropogénico los cuales pueden causar cambios de distinto nivel sobre la estructura de las comunidades biológicas (White, 1979; Karr y Freemark, 1984). Los cambios pueden tener efectos variables, que van de lo insignificante a lo muy extremo, dependiendo de la intensidad de éste y de la vulnerabilidad de los organismos e interacciones ecológicas (Sousa, 1984). En una escala local, un disturbio es un evento generalmente discreto que puede producir la muerte, desplazamiento o daño a uno o más individuos de una comunidad creando, directa o indirectamente una oportunidad de establecimiento para nuevos individuos (Karr y Freemark, 1984). Los agentes o promotores del disturbio pueden ser físicos o biológicos; dentro de los primeros se encuentran el fuego, las nevadas, los huracanes, las inundaciones y las sequías (Sousa, 1984), y en la segunda categoría tiene supremacía la modulación que ejercen las interacciones bióticas, como la competencia, la depredación y el mutualismo (Dayton, 1971; White, 1979).

El espacio suele ser un recurso limitante y, en ocasiones, el disturbio constituye un mecanismo para abrir espacios, generando las condiciones favorables para el reclutamiento, el establecimiento y la reproducción de esos propágulos (Dayton, 1973; Connell y Slayter, 1977; Connell, 1985). También constituye una fuente importante de heterogeneidad ambiental espacial y temporal (Pickett, 1976), lo que afecta la demografía de las poblaciones y la diversidad de las comunidades bióticas, mediante su efecto sobre la

competencia y la depredación (Sousa, 1984), afectando de manera negativa el reclutamiento, crecimiento, supervivencia y reproducción de los organismos (Pickett, 1976), modificando los patrones de competencia y depredación entre las especies de las comunidades.

En este contexto, la sucesión ecológica describe el patrón de cambios en la composición específica de una comunidad después de un disturbio o después de la apertura de un nuevo parche en el ambiente para la colonización por plantas y animales (Horn, 1974). En este proceso ocurren distintos cambios no estacionales en la composición, funcionamiento y estructura de una comunidad (Pickett y White, 1985; Bazzaz, 1996; Morin, 1999; Laska, 2001) que dependen de las características del sitio (Pickett *et al.*, 2001). La sucesión secundaria consiste en el remplazamiento de unas especies por otras y es un resultado de la competencia interespecífica entre las especies pioneras y las especies tardías, quienes compiten por los espacios abiertos por el disturbio, siendo al final remplazadas las especies pioneras por las tardías (Horn, 1974).

1.2. Restauración ecológica, especies exóticas y arvenses

Jackson *et al.* (1995) formulan la primera definición formal de restauración ecológica, como el proceso de reparación del daño causado por el hombre a la diversidad biológica y dinámica de los ecosistemas. Hobbs y Norton (1996) ampliaron el marco teórico de la restauración y consideran que ésta debe realizarse como un continuo de acciones dentro de sistemas ligeramente alterados hasta sitios severamente dañados, así como dentro de ecosistemas naturales, rurales y urbanos. La Sociedad Internacional de Restauración

Ecológica (SER) formuló la definición de restauración ecológica como el proceso de ayudar o asistir a la recuperación de un ecosistema que ha sido degradado, dañado o destruido; en este sentido, la restauración ecológica permite el retorno de un ecosistema alterado a su ruta histórica y, con ello, restablecer su composición de especies, su estructura y el funcionamiento de sus interacciones bióticas y abióticas a corto, mediano y largo plazo (SER, 2004).

Las acciones de restauración ecológica buscan acelerar el proceso de recuperación de los ecosistemas a un paso más rápido que el de la sucesión natural, tratando de retornar el ecosistema a su trayectoria histórica, por lo que las condiciones originales (suelo, humedad, salinidad, abundancia, densidad, etc.) constituyen el punto de partida ideal para diseñar una restauración adecuada. Para la SER (2004), un ecosistema de referencia sirve como modelo para la planificación de un proyecto de restauración ecológica; asimismo, cuando se logra la trayectoria deseada es posible que el ecosistema ya no requiera de más ayuda externa para asegurar su salud e integridad futuras, en cuyo caso se puede dar por terminada la restauración.

La SER (2004) proporciona una lista de nueve atributos de los ecosistemas restaurados: (1) diversidad y estructura de la comunidad similar a los ecosistemas de referencia, (2) presencia de especies nativas, (3) presencia de grupos funcionales para el desarrollo y estabilidad, (4) capacidad del ambiente físico para sostener poblaciones reproductivas, (5) funcionamiento normal, (6) integración con el paisaje, (7) eliminación de las amenazas potenciales, (8) resiliencia, y (9) autosustentabilidad.

Ya que la restauración ecológica de ecosistemas naturales busca recuperar

la mayor autenticidad histórica posible, es deseable la reducción o eliminación de especies exóticas en los sitios de los proyectos de restauración (SER, 2004). En el momento en que un disturbio abre espacios de colonización en una comunidad pueden entrar especies exóticas que tienen ventajas en la colonización gracias a sus rasgos biológicos, como son: su tipo de semillas, su modo de dispersión, su tolerancia a las condiciones prevalecientes, la cercanía de su lugar de origen y las características de su ciclo de vida (D'Antonio y Meyerson, 2002). Se consideran plantas exóticas a todas aquellas especies vegetales que, gracias a la intervención del ser humano, logran su establecimiento en una comunidad que es ajena (Richardson *et al.*, 2000). Las especies exóticas compiten directamente con las especies nativas o pueden alterar las funciones de las comunidades dificultando y haciendo más caro regresar a las comunidades a un estado previo al disturbio (Vitousek *et al.*, 1997). Su efecto es tan grave que se considera la segunda causa de extinción de especies en el mundo (Keane y Crawley, 2002) y se reconoce como una de las causas más serias de la degradación de hábitats (Vitousek *et al.*, 1997; Wilcove, *et al.*, 1998). La presencia de especies exóticas provoca cambios en la estructura y funcionamiento de los ecosistemas (Monney y Hobbs, 2000), disminuyendo la riqueza de especies y la calidad del sitio (Zedler y Kercher, 2004). Las especies exóticas invasoras pueden facilitar la incidencia de plagas (Daehler *et al.*, 2004), además de que acentúan la limitación de recursos (Brooks *et al.*, 2004) y cambian el régimen de disturbio (D'Antonio *et al.*, 1999).

La SER (2004) discute que en los ecosistemas naturales las especies exóticas invasoras comúnmente compiten con las especies nativas y las

14

reemplaza; sin embargo, no todas las especies exóticas son dañinas; de hecho, algunas llegan a cumplir roles ecológicos previamente desempeñados por las especies nativas, que ya son raras o que se han extinguido, en cuyo caso, la justificación para eliminarla podría ser débil. Asimismo, en algunos casos se pueden usar plantas no nativas para un propósito específico en el proyecto de restauración, por ejemplo, como cultivos nodriza o fijadores de nitrógeno. Sin embargo, la reintroducción de especies vegetales nativas como estrategia adicional de restauración es fundamental para alcanzar la funcionalidad de los ecosistemas terrestres y la conservación de la biodiversidad nativa del sitio (SER, 2004). Las especies nativas potenciales a la restauración ecológica deben tener la capacidad de crecer en zonas profundamente alteradas y tener adaptaciones fisiológicas que les permitan responder a condiciones ambientales adversas (SER, 2004). Su presencia permitirá la recuperación de la fertilidad del suelo, así como la modificación de un microclima favorable para otras especies y un ciclo hidrológico similar al preexistente; así como el restablecimiento de al menos parte de la flora y fauna nativa que aún sobrevive en algunos sitios (Vázquez-Yanes y Betis, 1996; González-Zertuche *et al.*, 2000; SER, 2004). Para favorecer el reclutamiento y establecimiento exitoso muchas veces se requiere del acondicionamiento del sitio a restaurar, así como promover los procesos involucrados en la recuperación de la vegetación (González-Zertuche *et al.*, 2000). Una estrategia para la reintroducción de especies nativas es el uso y manejo de semillas mediante procesos pre-germinativos que incrementen la probabilidad de establecimiento de las plantas (González-Zertuche *et al.*, 2000).

Las plantas silvestres que crecen en los campos agrícolas se conocen como plantas arvenses, o más comúnmente, como malezas o malas hierbas. Este último término se refiere al efecto nocivo que algunas de estas especies tienen sobre las plantas cultivadas, ya que pueden reducir el rendimiento en cantidad y calidad causando pérdidas al agricultor (Espinosa-García y Sarukhán, 1997). El adjetivo “arvense” sólo significa que la planta crece en forma silvestre en terrenos cultivados sin ninguna connotación respecto a la nocividad o bondad de estas plantas para los agricultores (Espinosa-García y Sarukhán, 1997). Las especies de plantas de este tipo corresponden, desde el punto de vista de la ecología de la sucesión, a plantas pioneras que arriban primero a un sitio donde están disponibles espacios de colonización para ser ocupados (Morris, 1992), por lo que también se les conoce como especies de etapas tempranas de sucesión (Pianka, 1994). Asimismo, estas especies de plantas pueden ser catalogadas como especies oportunistas, ya que toman ventaja en el interior de comunidades que han experimentado un disturbio reciente (Morris, 1992).

En este trabajo se define como plantas arvenses a aquellas especies nativas o exóticas oportunistas cuyas poblaciones se desarrollan primordialmente en ambientes sujetos a disturbios antropogénicos que colonizan espacios en las primeras etapas sucesionales, las cuales pueden tener un potencial efecto invasivo o nocivo sobre el ecosistema en el que se encuentran. Para diferenciar a las plantas arvenses nativas de México de las exóticas, en este trabajo éstas se separarán, considerando a las plantas exóticas en un grupo aparte, a pesar de su carácter arvense, tomando en cuenta el

listado que presentan Villaseñor y Espinosa-García (2004), quienes enlistan las plantas exóticas a la República Mexicana.

1.3. Germinación y pre-acondicionamiento: de utilidad para la restauración

Uno de los eventos biológicos más importantes para restaurar una zona degradada es impulsar la germinación y el establecimiento de las plantas (Allen *et al.*, 2000). De hecho, estas etapas son las más críticas en la vida de las plantas, y ambas son el resultado de la interacción de las semillas y las plántulas con su ambiente (Allen *et al.*, 2000). La germinación se define como la emergencia del embrión de la semilla, por el inicio de una variedad de actividades anabólicas y catabólicas, incluyendo la respiración, la síntesis de proteínas y la movilización de reservas después de absorber el agua (Desai *et al.*, 1997). Este proceso inicia con la toma de agua por parte de la semilla (imbibición) y termina con el comienzo de la elongación de la radícula (Bewley y Back, 1994). La germinación es afectada por la permeabilidad de la cubierta y la duración de la imbibición, así como varios rasgos del sustrato en el que se hallan las semillas, como la temperatura, la disponibilidad de luz y cantidad de radiación solar, la disponibilidad de agua, el nivel de aireación y sus características químicas (Fenner y Thompson, 2005).

En zonas perturbadas, donde la pérdida de la cubierta vegetal y la alteración del suelo por erosión producen amplias fluctuaciones de temperatura y humedad del suelo, ocurre un empobrecimiento o una emergencia diferencial de especies desde del banco de semillas, y suele facilitarse el establecimiento de

especies exóticas provocando una situación adversa para el establecimiento de las plantas nativas (González-Zertuche *et al.*, 2000). La restauración de las zonas perturbadas requiere del uso de procedimientos sencillos que optimicen la germinación y la supervivencia de las plántulas reintroducidas a las zonas perturbadas (González-Zertuche *et al.*, 2000). En años recientes se encontró que durante la permanencia de las semillas en el suelo ocurren eventos bioquímicos y funcionales que incrementan el vigor de las semillas y la supervivencia de plántulas de especies nativas; así mismo, se demostró que el simple enterramiento de las semillas por un intervalo de tiempo similar al que transcurre entre la dispersión y la época favorable para la germinación de cada especie basta para incrementar la velocidad de germinación y su sincronía, así como las probabilidades de éxito de las plántulas (González-Zertuche *et al.*, 2000, 2001). A procedimiento de enterramiento controlado se le denominó *acondicionamiento natural* y se le propuso como una técnica de utilidad para implementar el éxito de los programas de restauración de la cubierta vegetal (González-Zertuche *et al.*, 2000). El acondicionamiento de semillas, conocido por el término en inglés de “priming”, se refiere a una técnica que maneja la disponibilidad e hidratación controlada de las semillas durante un primer periodo de imbibición y, además, se relaciona con otra etapa donde éstas se tienen que deshidratar (Heydecker *et al.*, 1973; Davison y Bray, 1991; Fujikura y Karsen, 1992; Cruz García *et al.*, 1995).

Los tratamientos pregerminativos consisten en la inmersión de las semillas en soluciones osmóticas o en agua (osmoacondicionamiento e hidroacondicionamiento) durante cierto tiempo con o sin deshidratación previa

a la siembra (González-Zertuche *et al.*, 2000). Estos tratamientos permiten que una gran proporción de ellas alcance rápidamente el nivel de humedad y estado metabólico deseado como consecuencia de la activación de numerosos procesos bioquímicos-fisiológicos relacionados con la fase pregerminativa, la tolerancia al estrés ambiental y la auto reparación enzimática de la membranas celulares a través de la síntesis de lípidos, proteínas, ARN y ADN que permiten que éstas maduren pero no germinen por limitaciones hídricas, lo cual resulta ventajoso para acelerar la germinación al ser rehidratadas (Bewley y Black, 1994; Sánchez *et al.*, 2001).

Los tratamientos pregerminativos de hidratación-deshidratación se pueden clasificar de la manera siguiente (Sánchez *et al.*, 2001): a) tratamientos de revigorización (*seed reinvigoration*) para incrementar la germinación de semillas envejecidas, b) tratamientos de robustecimiento (*seed hardening*) para incrementar la tolerancia de las plantas resultantes de las semillas tratadas a condiciones adversas del medio como la sequía, las altas temperaturas, las salinidad y otros factores desfavorables del ambiente, y c) tratamientos de acondicionamiento (*seed priming*) para incrementar, acelerar y sincronizar la germinación de las semillas.

Los tratamientos de acondicionamiento actualmente no se restringen a la inhibición de la germinación por medio de soluciones osmóticas, sino también se han usado tratamientos de *hidropriming* (imbibición de la semilla en agua), que inhiben la germinación a través del control de la temperatura y permite un suministro controlado de agua a las semillas (González-Zertuche *et al.*, 2000). El tiempo que las semillas están expuestas a esta técnica depende de las

características de absorción de cada lote o especies en particular y del nivel de humedad que se desee conseguir (Rowse, 1996). Las semillas que reciben cualquiera de estos tratamientos presentan un mejoramiento en las siguientes características: a) reducción del tiempo en la emergencia de la radícula, b) sincronización en la germinación, c) mayor porcentaje de germinación, d) mejoramiento en el vigor de lotes de semillas deterioradas, y e) incremento en el vigor de la plántula y resistencia a la desecación a las altas temperaturas (Karseen *et al.*, 1990).

González-Zertuche *et al.* (2000, 2001, 2002) resumen cómo los tratamientos de acondicionamiento han sido ligados a los eventos que en forma natural ocurren en el banco de semillas del suelo, en donde las semillas están sujetas a ciclos de hidratación y deshidratación que no necesariamente concluyen con la germinación, según se describe a continuación. El acondicionamiento natural da como resultado una germinación más rápida y sincronizada y una mayor tolerancia de las plántulas a las condiciones de estrés y, por lo tanto, mayor supervivencia. Durante el acondicionamiento natural por enterramiento de las semillas en el suelo se inducen cambios más favorables que los que ocurren durante el osmo-hidroacondicionamiento en laboratorio; esto debido a que las fluctuaciones de temperatura que ocurren en el sustrato también favorecen el rompimiento de la latencia. Además, las condiciones microambientales y las relaciones hídricas que se establecen entre el suelo y la semilla son más parecidas a las que prevalecen durante la aplicación del acondicionamiento en sustratos sólidos en el laboratorio, el cual ha demostrado tener una mayor efectividad en inducir cambios favorables en las semillas y plántulas debido a

que ocurre en condiciones de mejor oxigenación y el sustrato aporta algunos minerales, como el calcio, que favorecen el acondicionamiento.

Desde el punto de vista ecológico, los cambios funcionales, bioquímicos y moleculares que acompañan al acondicionamiento deben haber evolucionado en el suelo en respuesta a presiones de selección generadas por el ambiente, tales como las fluctuaciones en la disponibilidad de agua en el suelo y la presencia de temperaturas que favorecen la evapotranspiración, las cuales son adversas para el mantenimiento de la turgencia de los tejidos vegetales, lo cual afecta a la germinación y al desarrollo de la plántula (González-Zertuche *et al.* 2000, 2001, 2002).

El acondicionamiento natural se puede relacionar fácilmente con la emergencia rápida y sincrónica que ocurre después del establecimiento de las lluvias en ambientes estacionales, lo cual favorece el aprovechamiento de la estación lluviosa y, por lo tanto, la oportunidad de completar el ciclo de vida de especies anuales o de concluir el establecimiento en el caso de las especies perennes (González-Zertuche *et al.* 2000, 2001, 2002).

1.4. La Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel y la Zona de Amortiguamiento A8

El Pedregal de San Ángel (también conocido como Pedregal del Xitle) es un área de 80 km² cubierta por basalto producto de la erupción del volcán Xitle y conos adyacentes ocurrida hace 1670 años (Carrillo, 1995; Siebe, 2000), que abarcaba desde el pueblo de San Ángel hasta las faldas del cerro del Ajusco en la Ciudad de México. Al enfriarse la lava formó una capa pétreo, sobre la cual, con el paso del tiempo, han tenido lugar procesos sucesionales cuyo ritmo ha dependido de la acumulación de suelo y de la humedad ambiental, factores que a su vez varían en gran medida con la altitud (Cano-Santana y Meave, 1996), lo cual dio como resultado un complejo mosaico de comunidades vegetales (Rzedowski, 1954), entre los que se encuentran nueve tipos de vegetación, como el matorral de palo loco [*Senecio* (= *Pittocaulon*) *praecox*] y los bosques de encinos (*Quercus* spp.). Dentro de los límites de este Pedregal se encuentran seis zonas protegidas: el Parque Ecoguardas, el Parque Ecológico de la Ciudad de México (PECM), el Área Natural Protegida Bosque de Tlalpan, el Área Natural Protegida Los Encinos, el Parque Ecoarqueológico Cuicuilco y la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel de Ciudad Universitaria (Cano-Santana *et al.*, 2006; SEDEMA, 2013).

Durante mucho tiempo la vegetación de esta zona mantuvo un buen estado de conservación, pero en la segunda mitad del siglo XX el desarrollo urbano de la Ciudad de México alcanzó el área del pedregal, iniciándose así un proceso muy rápido e intenso de destrucción y fragmentación de sus sistemas ecológicos. Ante esta situación, diversas personas e instituciones propusieron

medidas de protección que evitaran su total destrucción (Castillo-Argüero *et al.*, 2004). Así, el 30 de octubre de 1983 nació la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel de Ciudad Universitaria (REPSA) donde inicialmente quedaron protegidas 124 ha (Rivero-Serrano, 1983). Después de varios cambios, los límites de la REPSA incrementaron a 237.3 ha (UNAM, 2005), en la que se protege cerca del 6% del matorral xerófilo de *Senecio praecox*.

Desde antes del decreto para su protección, la zona de REPSA ha estado sujeta a disturbios de diversa índole, tales como la acumulación de desechos sólidos inorgánicos, la construcción de caminos e infraestructura y la introducción de fauna y flora exóticas e incendios (Cano-Santana y Meave 1996; Martínez-Orea, 2001; Martínez-Mateos, 2001; Segura *et al.*, 2001; Juárez-Orozco, 2005; Lot *et al.*, 2012).

Se han introducido en el *campus* de Ciudad Universitaria varias especies de eucaliptos que han tenido que ser manejados para controlar sus poblaciones, lo mismo ha ocurrido con especies oportunistas, por ejemplo, *Leonotis nepetifolia*, *Ricinus communis* y *Rhynchelytrum repens*, que han colonizado rápidamente sitios alterados por los disturbios humanos en el Pedregal de San Ángel (P. E. Mendoza-Hernández, com. pers.).

La REPSA representa un ecosistema de gran valor para la conservación dada su gran biodiversidad, la cual se debe a (1) la heterogeneidad microespacial creada por el enfriamiento y el depósito diferencial de la lava que ha generado diversos microambientes, que permite el desarrollo de especies con requerimientos ecofisiológicos muy variados (Álvarez *et al.*, 1982), (2) la altitud a la que se encuentra es lo que le permite compartir elementos bióticos

característicos de tipos de vegetación propios de elevadas altitudes (Castillo-Argüero *et al.*, 2004), (3) el clima templado subhúmedo prevaleciente (González-Medrano, 2003).

La REPSA ofrece diversos servicios ambientales de provisión, regulación, culturales y de soporte, según se exponen a continuación (Nava-López *et al.*, 2009). Dentro de los recursos de provisión se encuentran: 1) recursos genéticos (representados por la alta diversidad que alberga la REPSA), 2) especies ornamentales, 3) especies medicinales, 4) madera y 5) alimento. Los recursos de regulación que ofrece la REPSA son la cantidad y calidad de agua, la roca basáltica del pedregal tiene un grado de permeabilidad de medio a alto, por lo que esta área puede ser una zona de recarga para los mantos freáticos. También dentro de esta categoría se encuentran la polinización y regulación del clima, pues la Reserva funciona como un dissipador de calor y fuente de humedad en la estación de lluvias. Dentro de los recursos culturales están la belleza escénica, la herencia cultural, investigación científica y recreación. Por último, los recursos de soporte que ofrece son la producción primaria, descomposición, flujos de energía y cadenas tróficas.

El matorral xerófilo presente en la REPSA tiene una estructura muy heterogénea, con grandes diferencias en la composición florística (Álvarez *et al.*, 1982; Cano-Santana, 1994). La comunidad se caracteriza por el gran número de hierbas y una pobreza de elementos arbóreos, siendo la familia Asteraceae la mejor representada (Rzedowski, 1954).

La REPSA comprende tres zonas núcleo y 13 zonas de amortiguamiento, y estas últimas en particular suelen estar sujetas a un mayor nivel de disturbio

humano (Peralta-Higuera *et al.*, 2009), lo que junto con la fragmentación y aislamiento deben complicar la recuperación de la vegetación durante un proceso de restauración ecológica.

La porción noreste (0.51 ha) de la zona de amortiguamiento A8 (“Biológicas”) ocupa una hondonada que estuvo sujeta desde 1974 hasta 2005 (P. Rodríguez, com. pers.) a la acumulación de desechos, en su mayoría de jardinería, generados por el manejo que se les da a las canchas de fútbol adyacentes a la zona. Adicionalmente, en esta zona se encuentran promontorios de cascajo en sus bordes y, en su borde norte, una franja de 3 a 5 m de ancho de *Pennisetum clandestinum* (pasto kikuyo) sembrado sobre un relleno de cascajo, donde se introdujeron algunos eucaliptos. Se detectó dominancia de cobertura de *Mirabilis jalapa* L. (Nyctaginaceae) (Antonio-Garcés, 2008). Desde 2005 el Grupo de Interacciones y Procesos Ecológicos (antes conocido como de Ecología de Artrópodos Terrestres) de la Facultad de Ciencias, UNAM lleva a cabo un proyecto de restauración ecológica a largo plazo en esta zona sujeta a disturbio.

La restauración de los ecosistemas terrestres que alberga la REPSA se basa en las siguientes premisas (Antonio-Garcés, 2008; Antonio-Garcés *et al.*, 2009): (1) eliminar la fuente de disturbio, (2) extraer elementos extraños al ecosistema, tales como desechos orgánicos e inorgánicos, (3) recuperar el sustrato basáltico, ya sea por recuperación o por adición, (4) eliminar los elementos vegetales exóticos, sobre todo eucaliptos y pasto kikuyo, (5) introducir especies vegetales nativas y (6) monitorear periódicamente distintos aspectos estructurales del ecosistema.

Las acciones de restauración previas a la realización de este trabajo en la zona habían sido (Antonio-Garcés, 2008; Antonio-Garcés *et al.*, 2009): (1) el retiro de 183.7 m³ de desechos orgánicos, basura inorgánica y cascajo mediante la implementación de 11 jornadas de restauración ecológica mediante las cuales se recuperaron *ca.* 70 m² de sustrato basáltico, (2) el retiro de 62 individuos de eucaliptos, con la finalidad de reducir el efecto aleloquímico y de sombra que produce esta especie exótica sobre la comunidad de plantas, (3) la introducción de 430 plántulas de nueve especies nativas en 2005 y la siembra al voleo de *ca.* 53,000 semillas de *Muhlenbergia robusta* (E.Fourn.) Hitchc. (Poaceae).

La remoción de eucaliptos en A8 provocó una disminución inmediata de su cobertura de 48.0 a 3.8%, la cual estuvo acompañada de un incremento en las coberturas relativas de *P. clandestinum*, *Montanoa tomentosa* Cerv. (Asteraceae), *Buddleia* (= *Buddleja*) *cordata* Kunth (Loganiaceae) y otras plantas no arvenses y arvenses.

En un proyecto de restauración no sólo es importante restaurar la cubierta vegetal, sino también el funcionamiento del ecosistema, sus interacciones, y para esto es importante el papel que tienen las especies estructuralmente importantes dentro del ecosistema.

1.5. Especies de animales importantes en la REPSA

El chapulín *Sphenarium purpurascens* es una especie que tiene un papel importante como consumidor primario y a la vez como un alimento, por lo que se le considera como un paso obligado de la materia y la energía que fluye a través de la REPSA (Castellanos-Vargas y Cano-Santana, 2009), y es

considerado el herbívoro más importante de este ecosistema debido al gran tamaño que alcanzan sus poblaciones (Castellanos-Vargas, y Cano-Santana, 2009).

El ratón *Peromyscus gratus*, por su parte, es un roedor muy importante en la REPSA debido principalmente a que es el mamífero pequeño más abundante alcanzando un número de 50 a 55 ind/ha (Chávez *et al.*, 1994; Granados, 2008; Hortelano *et al.*, 2009). También forma parte importante de la cadena trófica al ser presa de mamíferos nativos y exóticos de mayor tamaño (Granados-Pérez, 2008; Hortelano *et al.*, 2009). Presenta picos de reproducción en agosto y diciembre y aumenta su población en los últimos meses de lluvia y posteriores a éstas (Granados-Pérez, 2008).

Otra especie que no es considerada como fauna silvestre es el ratón doméstico *Mus musculus*, que juega un papel muy importante dentro de la REPSA, ya que es una de las especies consideradas como reservorios sinantrópicos y reservorios paratécnicos, es decir animales que sirven de enlace o puentes en la transmisión de diversos agentes causales de infecciones e infestaciones entre la fauna silvestre y doméstica entre la población humana (Cruz-Reyes y Camargo-Camargo, 2001). Ceballos (1984) lo describe como un ratón pequeño de coloración café grisácea con el vientre gris y la cola mayor que el cuerpo, notablemente escamosa y que, aunque no es bicolor, presenta un ligero cambio de tonalidad; su pelo es corto y carece de surcos en los dientes incisivos, se puede distinguir del ratón *Baiomys taylori*, al cual se parece, en que la cola de este último es menor que el cuerpo y está cubierta de pelo. Es fácilmente distinguible de los ratones de género *Peromyscus*, ya que éstos tienen

el vientre y las patas blancas, y de los géneros *Reithrodontomys* en la coloración y en el surco longitudinal de los dientes incisivos característico de este género (Ceballos *et al.*, 1984).

2. OBJETIVOS E HIPÓTESIS

El objetivo general de este trabajo es comparar la estructura de la comunidad vegetal, el desempeño (supervivencia y crecimiento) de plántulas de especies nativas introducidas y el tamaño poblacional de dos especies de animales nativos, el chapulín *Sphenarium purpurascens* y el ratón piñonero *Peromyscus gratus* que presentó entre 2006 y 2007 la zona NE del área de amortiguamiento 8 sujeta a acciones de restauración desde abril de 2005, en comparación con los datos obtenidos de una zona conservada de referencia en el mismo período.

Los objetivos particulares que se derivan del anterior son:

1. Conocer la supervivencia y crecimiento de plántulas introducidas en marzo de 2005, así como de las plántulas introducidas en 2006.
2. Conocer el efecto del control de las plantas exóticas y arvenses sobre la supervivencia de las plántulas.
3. Comparar la densidad del roedor exótico, el ratón doméstico *Mus musculus*, entre la zona A8 sujeta a restauración y la zona conservada de referencia.

Se espera que las acciones de restauración permitan que las abundancias de los tres animales estudiados, así como la estructura de la comunidad vegetal sean parecidas a las de la zona conservada de referencia. Por otro lado, dado el éxito que ha tenido el precondicionamiento de las semillas (González-Zertuche *et al.*, 2000, 2001, 2002) se espera una alta supervivencia de plántulas introducidas en 2005 por Antonio-Garcés (2008) y plántulas introducidas en 2006 por la presente autora.

También se espera que la supervivencia de las plántulas sea mayor en los sitios donde haya un control de plantas arvenses y exóticas, debido a que se reduciría la competencia por recursos diversos (como agua, espacio, radiación solar y nutrientes), por encima del efecto benéfico que tendrían estas plantas de proteger a las plántulas de la radiación solar directa (Valiente-Banuet, 1991).

3. SITIO DE ESTUDIO

La REPSA está ubicada al suroeste de la cuenca del Valle de México ($19^{\circ}18'31''$ - $19^{\circ}19'17''$ norte, $99^{\circ}10'20''$ - $99^{\circ}11'52''$ oeste, 2200-2277 m snm.), dentro del campus principal de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM, 2005; Fig. 3.1.), en la Ciudad de México.

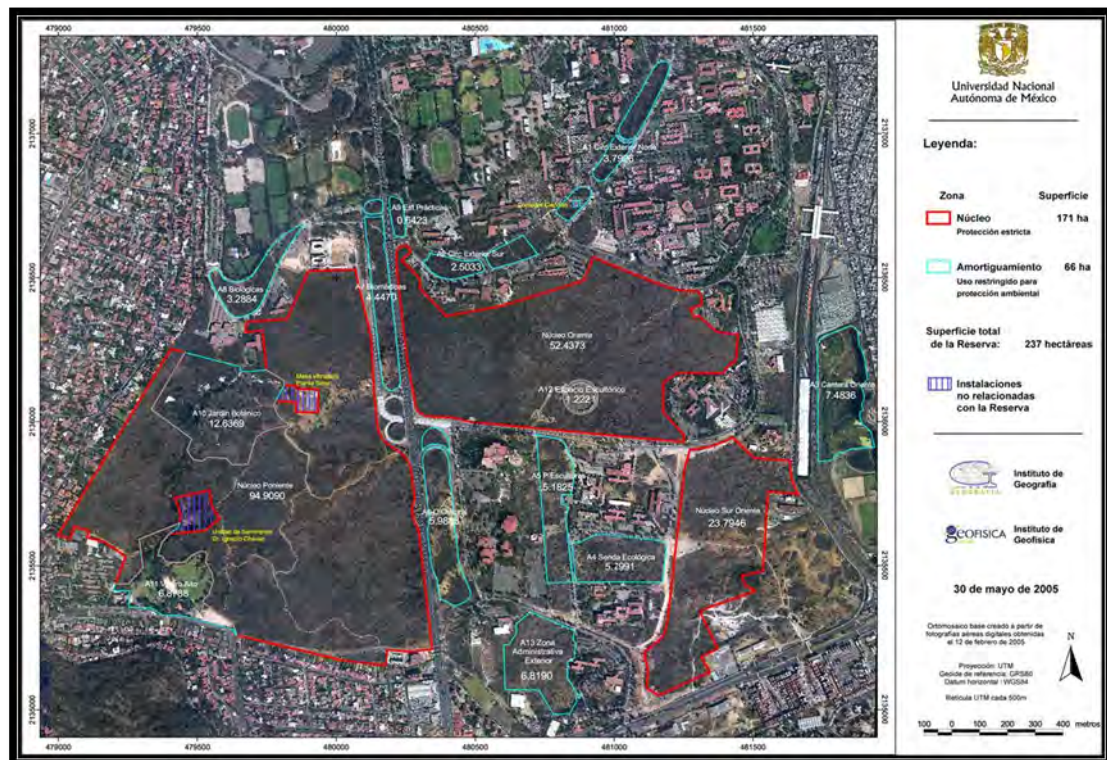


Figura 3.1. Foto aérea de la REPSA (UNAM, 2005). Las líneas rojas enmarcan las tres zonas núcleo y en líneas azules las 13 áreas de amortiguamiento.

El clima es templado subhúmedo con régimen de lluvias en verano [Cb (w_1)(w); García, 1988], con una temperatura media anual de 15.5 °C y una precipitación promedio anual de 870 mm (Valiente-Banuet y De Luna, 1990). Existe una estacionalidad marcada, presentándose la temporada seca de noviembre a mayo, y una temporada lluviosa de junio a octubre (Rzedowski, 1954; Meave *et al.*, 1994). El enfriamiento irregular de la lava generó una gran heterogeneidad espacial y microambiental donde predomina la roca madre

31

expuesta; el suelo, de origen eólico y orgánico es joven, escaso, y poco desarrollado y se acumula en grietas, fisuras y depresiones (Cano-Santana y Meave; 1996). La REPSA está caracterizada por una vegetación de tipo matorral xerófilo (Rzedowski, 1954) en la cual dominan hierbas y arbustos y algunos elementos arbóreos de poca altura, y alberga al menos 337 especies de plantas (Castillo-Argüero *et al.*, 2004).

Este estudio se llevó a cabo en la Zona de Amortiguamiento 8 (Biológicas) de la REPSA, que tiene una superficie total de 3 ha 2,884 m² y conforma el camellón central de la avenida conocida como Circuito Exterior. Está limitada en sus cuatros costados por el circuito de la zona deportiva poniente frente a los Institutos de Biología, de Ecología y de Investigaciones Biomédicas, y las canchas de fútbol soccer (UNAM, 2005). La zona está cubierta por vegetación natural y constituye una zona forestada con eucaliptos, aunque su porción occidental estuvo sujeta a un programa de remoción de estos árboles en 1998.

Adicionalmente, se seleccionó un sitio en la Zona Núcleo Poniente, adyacente a la zona A11, sujeta a restauración, donde se localizaron dos parcelas, una de 50 × 35 m y otra de 50 × 15 m, con el fin de tener un marco de referencia en la estructura de la comunidad vegetal y el tamaño poblacional de los animales seleccionados. El tamaño de las parcelas en la zona núcleo fue seleccionado debido a la disposición y tamaño de la región sureste de la zona A11 (Fig. 3.2.), la cual también ha estado sujeta a labores de restauración ecológica desde 2005 (Antonio-Garcés *et al.*, 2009; Villeda-Hernández, 2010).

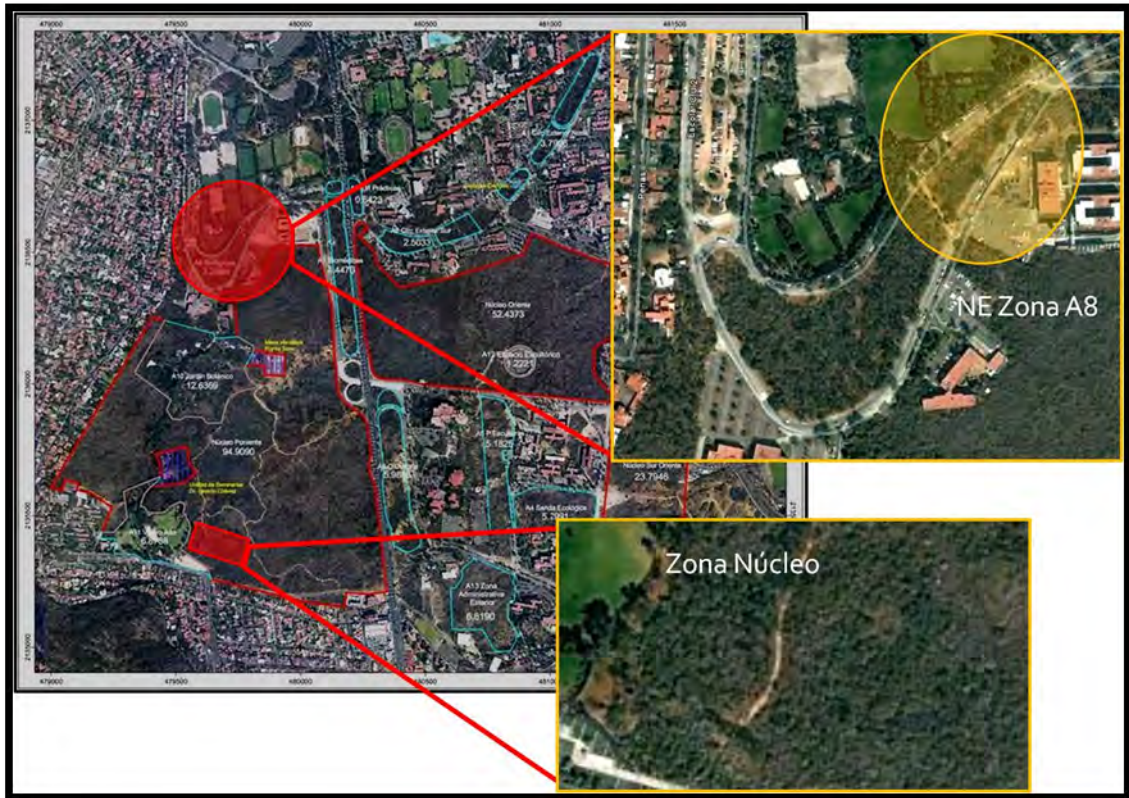


Figura 3.2. Mapa de la región noreste de la Zona de A8 y la zona conservada de referencia localizada en la zona núcleo poniente (ZN) de la REPSA.

4. SISTEMA DE ESTUDIO

4.1. Especies vegetales de estudio

Se seleccionaron cuatro especies de plantas nativas para iniciar los trabajos de reintroducción de especies. La selección se hizo buscando que fueran dominantes en la REPSA de acuerdo con su aporte a la producción primaria neta aérea (PPNA) de acuerdo con Cano-Santana (1994) y que dichas especies tuvieran una baja cobertura en el sitio sujeto a restauración. Las especies seleccionadas y su descripción se presentan en la Tabla 4.1.

Dodonaea viscosa L. Jacq. (Sapindaceae) es un árbol o arbusto de 1 a 3 m de alto, perennifolio con hojas sésiles de 5 a 12 cm de largo, que son agudas o redondeadas en el ápice, glabras y resinosas en el haz y pubescentes a glabras en el envés (Marroquín, 2005). Sus flores son unisexuales, amarillentas y dispuestas en cortos corimbos laterales (Marroquín, 2005). Su floración se presenta de septiembre a octubre (Plata-Álvarez, 2002); la fructificación se presenta de diciembre a enero (Marroquín, 2005). Se asocia a las comunidades secundarias, etapas sucesionales de bosques perturbados, especialmente de los encinares y tipos de vegetación mesófila, bordes de arroyos, barrancos y taludes, claros de bosques, lugares expuestos, pastizales deteriorados terrenos erosionados y matorrales. Es una planta cosmopolita, se distribuye de manera natural en casi todo México. Se le encuentra en zonas templadas, subtropicales y tropicales, crece en una amplia variedad de suelos que incluye a los someros, rocosos y con fuertes pendientes. En el Valle de México se encuentra con frecuencia en zonas bajas, como es el caso del Pedregal de san Ángel

(Rzedowski, 1954). Es característico de corrientes de lava y suelos someros (Ramírez, 1997).

Manfreda scabra (Ortega) McVaugh. (Agavaceae), por su parte, es una hierba perenne con raíces carnosas y fibrosas de 1 a 2.5 m de altura; sus hojas son láminas lineares a linear-lanceoladas, en tanto que su inflorescencia tiene forma de espiga laxa de 12 a 70 cm de largo, con 30 a 75 flores; es una planta iterópara y monoica que florece de julio a septiembre y fructifica de septiembre a noviembre (Galván, 2005). Se distribuye en la Ciudad de México, Iztapaluca, y Chalco a altitudes de 2250-2700 m en matorrales xerófilos y bosques de encino (Galván, 2005).

Dahlia coccinea Cav. (Asteraceae) es una hierba criptofita y hermafrodita de 1 a 1.5 m de altura con raíces tuberosas y tallos erectos de 0.4 a 2 cm de diámetro; sus inflorescencias comúnmente tienen ocho flores liguladas; florece de junio a octubre y fructifica de agosto a noviembre (Vélez-Marín, 2001). Presenta tubérculos (estructuras de perennación) que le permiten almacenar recursos y permanecer en su hábitat aún en la época de secas (Figuroa-Castro, 2001). Es muy abundante en la REPSA, donde aporta el 9.6% de la productividad primaria neta aérea (Cano-Santana, 1994), lo que sugiere que representa un recurso muy importante para una gran diversidad de herbívoros, depredadores de semillas y polinizadores que sostiene, en particular, al menos 37 especies de insectos antófilos que visitan sus flores (Figuroa-Castro, 2001). Se distribuye en zonas que van de los 1000 a los 4300 m snm (Sorensen, 1969; Sánchez, 1980). Se le encuentra en acantilados, pendientes rocosas escarpadas, a

orillas de los caminos, en pastizales, matorrales y bosques de *Pinus* y *Quercus* (Sorensen, 1969).

Por último, *Opuntia tomentosa* Salm-Dyck. (Cactaceae) es una planta arbustiva a arborescente de copa irregular y abierta, de 2.5 a 6 m de altura y 18 a 70 cm de ancho, con aréolas distantes 4 a 5 cm entre sí, provistas de 6 a 14 espinas, hasta de 2.5 cm de largo, corteza casi lisa a crustácea, exfolia en tiras longitudinales sus tricomas de la epidermis, que están densamente dispuestos, sus flores son tubulosas y su fruto es elipsoide con una cicatriz umbilical profunda, semillas discoideas, con arilo ancho, irregular, de 4 a 6 mm de diámetro, con tricomas sobre la testa, amarillentas, se distribuye a altitudes de 2300-2600 m en matorrales xerófilos y pedregales (Lerner, 2005).

Tabla 4.1. Características generales de las especies de estudio. Especies vegetales introducidas a partir de semillas sometidas a acondicionamiento natural. Los datos de PPNA (productividad primaria neta aérea) provienen de Cano-Santana (1994). Modificado de Castillo-Argüero *et al.* (2004).

Espece	Forma de Vida	Forma de Crecimiento	Tipo de Veetación	PPNA (%)
<i>Dahlia coccinea</i>	Criptofita	Hierba erecta	matorral xerófilo-bosque mixto	9.6
<i>Manfreda scabra</i>	Hemicriptofita	Hierba arrosetada	matorral xerófilo-encinar	5.4
<i>Dodonaea viscosa</i>	Fanerofita	Arbusto	matorral xerófilo-encinar-pastizal	2.2
<i>Opuntia tomentosa</i>	Fanerofita	Arbusto suculento	matorral xerófilo	0.8

4.2. Especies de animales importantes en la cadena trófica

A *Sphenarium purpurascens* Charpentier (Orthoptera: Pygomorphidae) se le conoce en México como “chapulín” (del náhuatl *chapolin*; Cano-Santana, 1995). Actualmente en el Valle de México es el ortóptero más abundante y se le conoce como “chapulín de milpa” (Conconi, 1982; Serrano-Limón y Ramos-Elorduy, 1989; Méndez-Tolentino, 1992; Navarro-Nava, 1999).

Cueva-Del Castillo (1994) hace una descripción detallada de su biología, según se expone a continuación (Fig. 4.1). Los adultos presentan dimorfismo sexual marcado, las hembras presentan un meso y metanoto más anchos que los machos. En el extremo del abdomen de las hembras se puede observar el aparato ovipositor conformado por cuatro valvas. Los machos generalmente son más delgados que las hembras. Las hembras se distinguen más fácilmente de los machos, tanto por su tamaño y coloración, ya que se notan más robustas debido al ensanchamiento que sufren en la parte correspondiente al meso y metatórax.

Este chapulín ocupa un lugar trófico intermedio en las cadenas tróficas alimentarias de la REPSA (Cano-Santana, 1994). Sus principales depredadores son varias especies de arañas, en especial las que tejen sus trampas en el follaje, entre las que destaca *Neoscona oaxacensis*, la especie más conspicua (Cano-Santana, 1994). Se ha observado que las ninfas y los adultos son mucho más activos durante el mediodía, cuando hace más calor y su actividad decrece por la tarde (Serrano-Limón y Ramos-Elorduy, 1989).

Sphenarium purpurascens es una especie univoltina, cumple su ciclo de vida en 252.4 días en promedio y al final las hembras ovipositan una ooteca con

35 huevos en promedio (Serrano-Limón y Ramos-Elorduy, 1989; Camacho-Castillo, 1999). Es un insecto paurometábolo que en la REPSA presenta cinco estadios de desarrollo; las ninfas eclosionan a fines de mayo y principios de junio en tanto que los adultos aparecen en septiembre y desaparecen a finales de diciembre (Márquez, 1968; Cano-Santana y Oyama, 1992). Su ooteca es depositada entre 1.5 y 3 cm de profundidad en el suelo (Serrano-Limón y Ramos-Elorduy, 1989; Méndez y Montoya, 1993), permaneciendo ahí por más de 5 meses. En REPSA se ha demostrado que las hembras ovipositan preferencialmente en sitios con topografía plana que ostentan un estrato vegetal herbáceo dominado por pastos como *Muhlenbergia robusta* y *P. clandestinum* (Castellano-Vargas y Cano-Santana, 2009).

La importancia de *S. purpurascens* en la REPSA es que se considera el insecto herbívoro más importante en la reserva, debido al gran tamaño que alcanzan sus poblaciones (Cano-Santana, 1994, 1997) y a que se alimenta de al menos 43 especies de plantas (Cano-Santana, 1994; Cano-Santana y Oyama, 1992, 1994; Mendoza y Tovar, 1996). Es responsable de los altos niveles de daños florales y foliares que experimentan varias plantas como resultado de su actividad alimentaria (Oyama *et al.*, 1994). Se ha calculado que esta especie consume del 0.5 al 1% de la PPNA del Pedregal además su productividad secundaria se encuentra entre los valores más altos que se han registrado para ortópteros (Cano-Santana, 1994). Una función de esta especie es regular el flujo de materia y energía entre productores primarios y los consumidores secundarios, incluso aquellos que se encuentran dentro de su propia escala

corporal, tal como es el caso de la araña *Neoscona oaxacensis* (Martínez-Jasso, 2002; Cecaíra-Ricoy, 2004).

Peromyscus gratus Merriam 1898 (Rodentia: Muridae), por su parte, es conocido comúnmente como “ratón piñonero” y es una especie cuya distribución comprende desde el sur de Estados Unidos hasta el Centro de México (Hall, 1981). Tiene una longitud total de 171 a 231 mm; una cola de 76 a 123 mm de largo, patas de 20 a 27 mm de longitud, orejas de 18 a 25 mm y un peso de 20 a 30 g (Chávez-Tovar, 2005). Presenta generalmente tres tipos de coloración: gris claro mezclado con pardo sobre un fondo gris o pardo mezclado con ocre sobre el fondo gris; tiene una línea lateral de color; las patas son de color blanco; la cola es bicolor, parda por arriba y blanquecina debajo; una característica que lo identifica de otras especies son sus orejas muy grandes (Chávez, 1993; Ceballos *et al.*, 1984). Construye sus madrigueras entre las grietas de las rocas; es semiarborícolas y tiene una gran habilidad para trepar; su reproducción en México es en los meses de mayo a diciembre, con mayor frecuencia en la temporada de lluvia (Chávez, 1993; Chávez *et al.*, 1994). Chávez (1993) registró en el Pedregal de San Ángel una densidad promedio de 33.7 ind./ha, con la densidad máxima de 59 ind./ha, en diciembre y la mínima en agosto con 20 ind./ha.

Su alimentación consiste de materia vegetal verde, semillas y hongos, aunque también puede consumir insectos (Servín *et al.*, 1994). En México se distribuye en las partes altas del Altiplano y de la faja volcánica transversal (1710 a 2700 m s.n.m.) (Ceballos *et al.*, 1984). Vive en matorrales de regiones áridas, bosques húmedos, bosques de pino y encino, derrames lávicos, valles

abiertos y terrenos de cultivos (Ceballos *et al.*, 1984; Ceballos y Oliva, 2003). Es el más abundante de todas las especies de mamíferos en el Pedregal (Chávez *et al.*, 1994)(Fig. 4.2).



Figura 4.1. Aspecto del chapulín *Sphenarium purpurascens*. Foto: Maritza Peña.



Figura 4.2. Aspecto del ratón piñonero, *Peromyscus gratus*. Foto: Maritza Peña.

5. MATERIAL Y MÉTODOS

5.1. Acciones de restauración

Las acciones de restauración en la zona A8 llevadas a cabo en 2006 por Antonio-Garcés (2008) fueron el retiro de 19.4 m³ de desechos orgánicos, basura inorgánica y cascajo mediante la implementación de cuatro jornadas de limpieza (Tabla 5.1), en las que se recuperaron 70 m² de sustrato basáltico. Además, se llevó a cabo la introducción de 584 plántulas de cuatro especies nativas. Las “Jornadas de Limpieza de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel” consistieron en organizar actividades de extracción de desechos de jardinería, basura inorgánica y cascajo, así como de control de especies vegetales exóticas (*Pennisetum clandestinum* y *Eucalyptus camaldulensis*) y arvenses (*Mirabilis jalapa*, *Jaltomata procumbens* y *Phytolacca icosandra*) (ver detalles de contenido en el Apéndice 1), en las cuales participaron, por invitación, estudiantes, profesores y público en general. Estas jornadas se llevaron a cabo desde el 23 de septiembre de 2006 al 28 de abril de 2007. En ellas participaron 110 personas con un esfuerzo de trabajo de 660 horas persona (Tabla 5.1; ver serie de fotos en el Apéndice 2). Este volumen de material retirado sumado al material que se retiró para la implementación del experimento señalado en la sección 5.6 (3.22 m³; ver tabla 5.5) da un volumen total de 22.62 m³ de materiales en total. De ese volumen total el 38.9% corresponde a tierra, el 21.8% *Pennisetum clandestinum*, 14.6% a basura inorgánica, el 11.4% a *Mirabilis jalapa*, el 7.4% *J. procumbens*, el 4.1% a *E. camaldulensis* y el 1.8% a otras especies.

Tabla 5.1. Número de asistentes, horas hombre de esfuerzo y material retirado durante las jornadas de limpieza realizadas en la zona de amortiguamiento A8, del 23 de septiembre de 2006 al 28 de abril de 2007.

Jornada	Fecha	No. Asistentes	h persona	Material Retirado (m ³)
1	23/sep/06	20	120	3.8
2	4/nov/06	45	270	10.3
3	17/mar/07	30	180	2.3
4	28/abr/07	15	90	3.0
Total		110	660	19.4

5.2. Estructura de la comunidad vegetal

Para conocer los cambios en la estructura de la comunidad vegetal en la zona A8 y la zona conservada de referencia localizada en la zona núcleo Poniente (en adelante ZN), se registró la cobertura de cada especie con el método línea de Canfield. En la zona A8 se trazó una línea longitudinal de 135 m por el centro del sitio de estudio y cinco líneas transversales separadas de 7 a 20 m de una longitud de entre 32 y 54 m distribuidas por toda la zona. En total se registraron 347 m de línea. Se hicieron siete muestreos llevados a cabo cada 2 meses, de junio de 2006 a julio de 2007. En la ZN se trazaron tres líneas longitudinales de 30 m y tres de 15 m distribuidas por toda la zona. Se registró la cobertura de cada especie en cada tramo de 1 m en cada transecto. Se hicieron siete muestreos cada 2 meses, de julio de 2006 a julio de 2007.

Para la determinación de especies arvenses se consideraron en esta categoría aquéllas que fueran catalogadas como tales en al menos tres de los siguientes cuatro trabajos: Castillo-Argüero *et al.* (2004), Espinosa-García y

Sarukhán (1997), Villaseñor y Espinosa-García (1998) y Rzedowski y Rzedowski (1979, 1985 y 1990; ver referencias en Espinosa-García y Sarukhán, 1997), tal como lo hizo Antonio-Garcés (2008, ver también Antonio-Garcés *et al.*, 2009). La determinación de especies exóticas se hizo con base en Villaseñor y Espinosa-García (2004). Las especies que no fueran exóticas ni arvenses fueron catalogadas como nativas no arvenses.

5.3. Seguimiento de la supervivencia de las plántulas introducidas en 2005.

Para dar seguimiento a las 430 plántulas de nueve especies introducidas durante los meses de agosto y septiembre de 2005 por Antonio-Garcés (2008), cada 3 meses se registró su supervivencia agosto y septiembre de 2005. Durante el primer año, él registró una supervivencia variable entre especies, siendo las más exitosas *Senecio praecox*, *Manfreda scabra* y *Dahlia coccinea* (Tabla 5.2). El detalle de los tratamientos pregeminativos que utilizó Antonio-Garcés (2008) se expone a continuación. Las semillas colectadas de cada especie fueron colocadas en bolsas de tela organza de 10 × 10 cm y se enterraron en el sitio de estudio (Zona A8) a 5 cm de suelo. Un primer lote fue enterrado a finales de marzo y el segundo a mediados de abril de 2005. Las semillas fueron desenterradas el 15 de junio de 2005 durante la temporada de lluvias, se cubrieron las bolsas con papel aluminio para evitar el contacto con la luz solar y evitar la germinación. Posteriormente, se dejaron secar durante 4 días dentro de un cuarto oscuro. El segundo lote las semillas de *D. coccinea*, *S. praecox* y *M. scabra* germinaron *in situ* durante el acondicionamiento natural. Las semillas ya

desecadas se sembraron en bolsas negras de polietileno (10 × 15 cm), en una mezcla de tierra negra y arena 1:1, dentro de una casa de sombra localizada en las instalaciones del Instituto de Ecología, UNAM. Una vez que las plántulas alcanzaron una longitud de 3-5 cm de altura se colocaron fuera de la casa de sombra, para su aclimatización. Superada esta etapa, las plántulas se introdujeron en distintos microambientes con sustrato basáltico original del sitio de estudio (Antonio-Garcés, 2008).

Tabla 5.2. Porcentajes de supervivencia (%S) y tasas de mortalidad registradas en julio de 2006 de ocho especies de plántulas nativas introducidas por Antonio-Garcés (2008).

Especie	Número de plantas introducidas en agosto/05	%S	Tasa de mortalidad (fracción/mes ⁻¹)
<i>Manfreda scabra</i>	93	19.4	0.074
<i>Cardiospermum halicacabum</i>	6	16.7	0.137
<i>Dahlia coccinea</i>	85	8.3	0.077
<i>Verbesina virgata</i>	51	3.9	0.185
<i>Dodonaea viscosa</i>	60	3.5	0.152
<i>Senecio praecox</i>	94	3.2	0.088
<i>Brickellia veronicifolia</i>	33	3.0	0.084
<i>Eupatorium petiolare</i>	8	0	0.304
Total	430	33	

5.4. Colecta de semillas

Para este trabajo se hizo una recolecta de semillas que se llevó a cabo en el mes de marzo de 2006. Con un estimado de 148,044 semillas colectadas de cuatro especies nativas (*Dodonaea viscosa*, *Dahlia coccinea*, *Opuntia tomentosa* y *Manfreda scabra*), de al menos 30 individuos, en las proporciones señaladas en la Tabla 5.3.

Tabla 5.3. Número estimado de semillas colectadas de cada especie de plantas para fines de restauración ecológica del NE de la zona A8 de la REPSA.

Especie	No. estimado de semillas
<i>Dodonaea viscosa</i>	8,760
<i>Dahlia coccinea</i>	82,852
<i>Opuntia tomentosa</i>	1,200
<i>Manfreda scabra</i>	55,232
Total	148,044

5.5. Tratamientos y aclimatización de plántulas

Posterior a la colecta de semillas éstas se sometieron a diferentes tratamientos descritos a continuación.

5.5.1. *Acondicionamiento natural.* Se colocaron todas las semillas de cada especie en bolsas de organza de 10 × 10 cm dentro de otra bolsa de malla de mosquitero para evitar la depredación por insectos, a 5 cm de profundidad del suelo. Las semillas se enterraron el 18 de marzo de 2006 y fueron desenterradas al inicio de la temporada de lluvias (8 de mayo de 2006) cubriendo las bolsas de organza con papel aluminio para evitar el contacto con la luz solar y así evitar la germinación de las semillas. Inmediatamente se llevaron a un cuarto oscuro

donde se dejaron secar fuera de las bolsas durante cuatro días.

5.5.2. *Escarificación.* Sólo las semillas de *D. viscosa* fueron divididas en tres bloques, el primer bloque de semillas fue sometido a escarificación con ácido sulfúrico (ANS) durante 2 min, el segundo bloque de semillas, se escarificaron con agua en ebullición (ANH) durante 3 min. Al tercer bloque de semillas no se le aplicó ningún tratamiento de escarificación a la testa (ANSE) (Tabla 5.4).

5.5.3. *Germinación.* Las semillas de *D. coccinea* germinaron *in situ* durante el proceso de acondicionamiento natural se procedió a rescatar las plántulas y colocarlas en bolsas de polietileno (10 × 15 cm) en sustrato de tierra negra y arena en proporción 1:1 en la casa de sombra. Posteriormente, se continuó con el proceso de aclimatación.

Las semillas de *D. viscosa*, *M. scabra* y *O. tomentosa* se sembraron en bolsas negras de polietileno (10 × 15 cm) en una mezcla de tierra negra y arena 1:1 dentro de una casa de sombra localizada en el Instituto de Ecología, UNAM. Se mantuvieron en riego constante a capacidad de campo.

5.5.4. *Aclimatación.* Una vez que las plántulas alcanzaron una longitud de 3-5 cm de altura se colocaron fuera de la casa de sombra, donde permanecieron 1 semana para su aclimatización.

5.6. Introducción de plántulas a cargo de la autora

Con el fin de verificar el efecto de la remoción de plantas exóticas y malezas sobre la estructura de la comunidad vegetal y la supervivencia de las plántulas introducidas con fines de restauración, se seleccionaron ocho parcelas de 4 × 4 m. Se registró la cobertura vegetal por el método de línea de Canfield en cada

parcela, donde se trazaron dos líneas a lo largo y dos a lo ancho separadas cada 1.5 m como se muestra en la figura 5.1. Esto se realizó durante un periodo de un año cada 2-5 meses (octubre y diciembre de 2006 y mayo, julio y septiembre de 2007). En cuatro parcelas elegidas al azar se mantuvo el control de una especie exótica (*Pennisetum clandestinum*) y tres arvenses (*Mirabilis jalapa*, *Jaltomata procumbens* y *Phytolacca icosandra*), la extracción de estas especies se realizó durante los meses de octubre, diciembre de 2006 y mayo a septiembre de 2007, la cantidad de materia orgánica que se retiró se muestra en la tabla 5.5. Las cuatro parcelas restantes se mantuvieron como lotes control, no fueron sujetas a la extracción de ninguna especie. En total se introdujeron 594 plántulas en las ocho parcelas. Cada dos meses se registró el número de plántulas vivas.

Tabla 5.4. Número de plantas introducidas por parcela, y el tipo de tratamiento pregerminativo: **AN**; Acondicionamiento natural, **ANS**; acondicionamiento natural y escarificadas con ácido sulfúrico, **ANH**; acondicionamiento natural y escarificadas con agua, **NASE**; sin acondicionamiento natural y sin escarificar.

Especie	Tratamiento	No. plántulas introducidas en cada cuadro
<i>Dahlia coccinea</i>	AN	24
<i>Opuntia tomentosa</i> *	AN	10
<i>Dodonea viscosa</i>	ANS	6
	ANH	13
	AN	5
	NASE	6
<i>Manfreda scabra</i> *	AN	10
Total		74

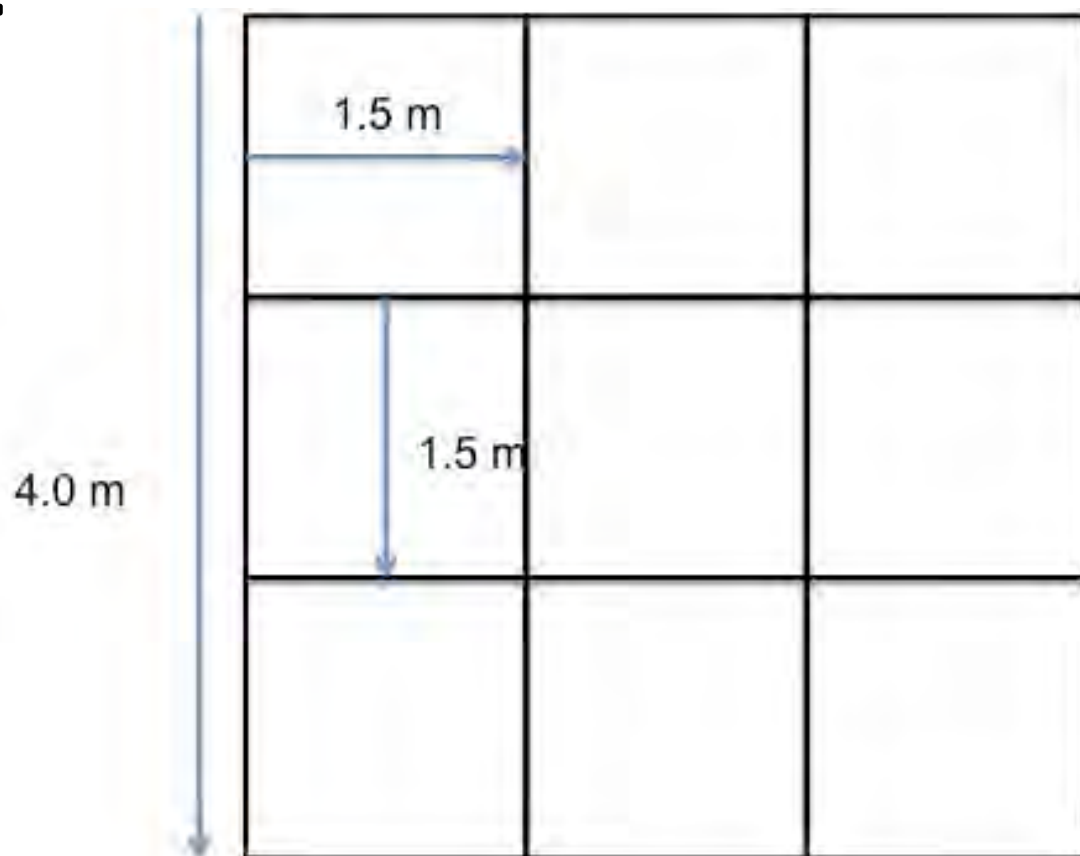


Figura 5.1. Esquema de la ubicación de las líneas de Canfield en cada parcela sujeto al experimento del efecto de la remoción de plantas exóticas y malezas y la introducción de plántulas sobre la estructura de la comunidad vegetal.

Tabla 5.5. Materia orgánica (m³) retirada de las cuatro parcelas experimentales en el NE de la zona de Amortiguamiento 8 (A8).

	2006		2007			Total	
	oct	dic	may	jul	sep	(m ³)	(%)
<i>Pennisetum clandestinum</i>	0.73	0.15	0.05	0.95	0.67	1.64	51
<i>Eucalyptus camaldulensis</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.03	0.03	1
<i>Jaltomata procumbens</i>	0.0	0.0	0.0	0.48	0.03	0.78	24
<i>Mirabilis jalapa</i>	0.0	0.0	0.01	0.61	0.16	0.77	24

5.7. Monitoreo de animales importantes

5.7.1. *Sphenarium purpurascens*. El muestro de chapulines se llevó a cabo mensualmente de julio a octubre de 2006. En la zona A8 se definieron 20 cuadros permanentes de 1 × 1 m a razón de que no interfirieran con las parcelas experimentales donde se introdujeron las plántulas, en la zona conservada de referencia (ZN). El muestreo se llevó a cabo en 22 cuadros tomados aleatoriamente de 1 × 1 m utilizando el método seguido por Cano-Santana (1994) y utilizando redes de golpeo de 32 cm de diámetro para la captura de los ejemplares. El método consistió en escoger los sitios al azar y usar dos técnicas: 1) contabilizar visualmente los individuos presentes, y 2) atrapar los chapulines con las redes de golpeo. Posteriormente, se contaron los individuos que se capturaron y después de liberaron. El número de chapulines registrado en cada cuadro era el número más alto obtenido por alguna de las técnicas. Los datos se compararon con análisis de varianza de dos vías y se corrigieron como $\sqrt{(x + 0.5)}$, por tratarse de datos discretos (Zar, 1996).

5.7.2. *Peromyscus gratus*. En el caso de *P. gratus*, el muestreo se realizó cada 2 meses en cinco ocasiones entre octubre de 2006 a agosto de 2007 en los dos sitios de estudio. Se utilizaron 30 trampas tipo Sherman (28 × 8 × 9 cm) en cada sitio. Éstas fueron colocadas de manera sistemática en las grietas y en lugares cerrados durante el periodo de luna nueva durante tres noches consecutivas.

Las trampas fueron cebadas con una mezcla de crema de cacahuete, avena y esencia de vainilla. A los individuos capturados se les marcó con un pequeño corte de pelo en el dorso, que facilitó el reconocimiento de los individuos

previamente capturados. Como en las trampas también se colectaron ejemplares de *Mus musculus* L. (Rodentia: Muridae), éstos también se cuantificaron. A los ratones domésticos se les aplicó eutanasia. La abundancia de ratones de las dos especies fue calculada como el número acumulado de ratones en los tres días, sin considerar los individuos recapturados. No se realizó ningún análisis estadístico ya que solo se quería conocer si existía la presencia de esta especie y su actividad.

6. RESULTADOS

6.1. Composición de la comunidad vegetal

En el muestreo del sitio por línea de Canfield se registraron 97 especies en total: 76 especies en la zona sujeta a restauración en A8 y 50 en la zona conservada de referencia localizada en la zona núcleo (ZN). Se encontraron 48 especies nativas no arvenses en A8 y 42 especies de este tipo en ZN; por otro lado, se registraron 19 y seis especies nativas arvenses, y nueve y dos especies exóticas en las zonas A8 y ZN, respectivamente (Tabla 6.1).

Tabla 6.1. Listado de especies no arvenses (NA), arvenses (A) y exóticas (E) en dos sitios de la REPSA: la zona conservada de referencia (ZN) y el área noreste de la zona de amortiguamiento A8 sujeta a acciones de restauración ecológica (A8), todas ellas registradas entre junio de 2006 y julio de 2007. Las especies de plantas están ordenadas alfabéticamente de acuerdo con su familia, especie y tipo.

Especie	Familia	Tipo	Sitio	
			A8	ZN
<i>Agave salmiana</i> Otto ex Salm-Dyck	Agavaceae	NA		X
<i>Manfreda scabra</i> (Ortega) Mc Vaugh	Agavaceae	NA	X	X
<i>Iresine cassiniiformis</i> Shauer	Amaranthaceae	NA	X	
<i>Iresine diffusa</i> Humb. et Bonpl. ex Willd.	Amaranthaceae	NA	X	
<i>Arracacia toluensis</i> (Kunth) Hemsl.	Apiaceae	NA		X
<i>Asclepia linaria</i> Cav.	Asclepiadaceae	NA	X	
<i>Metastelma angustifolium</i> Torr.	Asclepiadaceae	NA	X	X
<i>Baccharis serraefolia</i> DC.	Asteraceae	NA	X	X
<i>Baccharis sordescens</i> DC.	Asteraceae	NA	X	
<i>Conyza sophiifolia</i> Kunth	Asteraceae	NA	X	
<i>Dahlia coccinea</i> Cav.	Asteraceae	NA	X	X
<i>Dahlia pinnata</i> Cav.	Asteraceae	NA		X
<i>Eupatorium adenophorum</i> Spreng	Asteraceae	NA		X

Especie	Familia	Tipo	Sitio	
			A8	ZN
<i>Eupatorium petiolare</i> Moc. et Sessé ex DC.	Asteraceae	NA	X	X
<i>Gnaphalium americanum</i> Mill.	Asteraceae	NA	X	X
<i>Gnaphalium falcatum</i> Lam	Asteraceae	NA		X
<i>Montanoa tomentosa</i> Cerv.	Asteraceae	NA	X	
<i>Piqueria trinervia</i> Cav.	Asteraceae	NA	X	X
<i>Senecio praecox</i> (Cav.) DC.	Asteraceae	NA	X	X
<i>Verbesina virgata</i> Cav.	Asteraceae	NA	X	X
<i>Begonia gracilis</i> Kunth	Begoniaceae	NA		X
<i>Opuntia tomentosa</i> Salm-Dyck	Cactaceae	NA	X	X
<i>Commelina diffusa</i> Burm. F.	Commelinaceae	NA		X
<i>Gibasis linearis</i> (Benth.) Rohweder	Commelinaceae	NA	X	
<i>Ipomea cristulata</i> Lam.	Covolvulaceae	NA	X	
<i>Ipomea hederifolia</i> L.	Covolvulaceae	NA	X	X
<i>Ipomea purpurea</i> (L.) Roth	Covolvulaceae	NA		X
<i>Echeveria gibbiflora</i> DC.	Crassulaceae	NA	X	X
<i>Sedum moranense</i> Kunth	Crassulaceae	NA		X
<i>Cupressus lusitanica</i> Mill.	Cupressaceae	NA	X	
<i>Cyperus odoratus</i> L.	Cyperaceae	NA	X	
<i>Dioscorea galeottiana</i> Kunth	Dioscoreaceae	NA	X	X
<i>Eysenhardtia polystachya</i> (Ort.) Sarg.	Fabaceae	NA	X	X
<i>Phaseolus pauciflorus</i> Sessé et Moc.	Fabaceae	NA	X	
<i>Phaseolus pluriflorus</i> Márechal, Mascherpa et Stanier	Fabaceae	NA	X	
<i>Quercus deserticola</i> Trel.	Fabaceae	NA		X
<i>Salvia mexicana</i> Sessé et Moc.	Lamiaceae	NA	X	X
<i>Buddleia cordata</i> Kunth	Loganiaceae	NA	X	X
<i>Buddleia parviflora</i> Kunth	Loganiaceae	NA	X	

Especie	Familia	Tipo	Sitio	
			A8	ZN
<i>Gaudichaudia cynanchoides</i> Kunth	Malpighiaceae	NA	X	
<i>Sphaeralcea angustifolia</i> (Cav.) G.Don	Malvaceae	NA	X	
<i>Fraxinus uhdei</i> (Wenz.) Lingelsh.	Oleaceae	NA	X	
<i>Oxalis divergens</i> Benth. ex Lindl.	Oxalidaceae	NA	X	
<i>Passiflora subpeltata</i> Ortega	Passifloraceae	NA	X	X
<i>Plumbago pulchella</i> Boiss.	Plumbaginaceae	NA	X	X
<i>Buchloe dactyloides</i> (Nutt.) Engelm.	Poaceae	NA	X	
<i>Muhlenbergia robusta</i> (E.Fourn.) Hitchc.	Poaceae	NA	X	X
<i>Paspalum tenellum</i> Willd.	Poaceae	NA	X	
<i>Setaria geniculata</i> (Lam.) P. Beauv.	Poaceae	NA	X	
<i>Sporobolus atrovirens</i> Kunth.	Poaceae	NA	X	
<i>Flebodium areolatum</i> (Humb. Et Bonpl. Ex Willd) J. Sm.	Polypodiaceae	NA	X	X
<i>Polypodium polypodioides</i> (L.) Watt	Polypodiaceae	NA		X
<i>Polypodium thyssanolepis</i> A. Braun ex Klotzsch	Polypodiaceae	NA		X
<i>Adiantum concinnum</i> Humb. & Bonpl. ex Willd.	Pteridaceae	NA		X
<i>Cheilantes bonariensis</i> (Willd.) Proctor	Pteridaceae	NA		X
<i>Cheilantes farinosa</i> (Forssk.) Kaulf.	Pteridaceae	NA		X
<i>Cheilantes lendigera</i> (Cav.) Sw.	Pteridaceae	NA		X
<i>Pellaea ovata</i> (Desv.) Weath	Pteridaceae	NA		X
<i>Prunus serotina</i> Ehrh.	Rosaceae	NA	X	
<i>Bouvardia ternifolia</i> (Cav.) Schltld.	Rubiaceae	NA	X	X
<i>Crusea longiflora</i> (Willd. ex Roem. et Schult.) W.R.Anderson	Rubiaceae	NA	X	
<i>Dodonaea viscosa</i> Jacq.	Sapindaceae	NA	X	X
<i>Selaginella lepidophylla</i> (Hook. Et Greville) Spring	Selaginellaceae	NA		X

Especie	Familia	Tipo	Sitio	
			A8	ZN
<i>Datura stramonium</i> L.	Solanaceae	NA	X	
<i>Jaltomata procumbens</i> (Cav.) J.L.Gentry	Solanaceae	NA	X	X
<i>Cissus sicyoides</i> L.	Vitaceae	NA	X	X
<i>Dicliptera peduncularis</i> Nees	Acanthaceae	A	X	
<i>Amaranthus hybridus</i> L.	Amaranthaceae	A	X	
<i>Bidens odorata</i> Cav.	Asteraceae	A	X	
<i>Bidens serrulata</i> (Poir.) Desf.	Asteraceae	A	X	X
<i>Conyza canadensis</i> (L.) Cronq.	Asteraceae	A	X	
<i>Conyza coronopifolia</i> Kunth	Asteraceae	A	X	
<i>Zinnia peruviana</i> (L.) L.	Asteraceae	A	X	
<i>Lepidium sordidum</i> A. Gray	Brassicaceae	A	X	
<i>Commelina coelestis</i> Willd.	Commelinaceae	A	X	X
<i>Tinantia erecta</i> (Jacq.) Schelcht	Commelinaceae	A	X	X
<i>Sicyos deppei</i> G. Don	Curcubitaceae	A	X	
<i>Geranium seemannii</i> Peyr.	Geraniaceae	A	X	
<i>Wigandia urens</i> (Ruíz et Pav.) Kunth	Hydrophyllaceae	A		X
<i>Salvia tiliifolia</i> Vahl	Lamiaceae	A	X	
<i>Cuphea aequipetala</i> Cav.	Lythraceae	A	X	
<i>Anoda cristata</i> (L.) Schltldl.	Malvaceae	A	X	
<i>Sida rhombifolia</i> L.	Malvaceae	A	X	
<i>Mirabilis jalapa</i> L.	Nyctaginaceae	A	X	
<i>Phytolacca icosandra</i> L.	Phytolaccaceae	A	X	
<i>Bromus carinatus</i> Hook. et Arn.	Poaceae	A	X	X
<i>Loeselia mexicana</i> (Lam.) Brand	Polemoniaceae	A		X
<i>Schinus molle</i> L.	Anacardiaceae	E	X	
<i>Sonchus oleraceus</i> L.	Asteraceae	E	X	

Especie	Familia	Tipo	Sitio	
			A8	ZN
<i>Ricinus communis</i> L.	Euphorbiaceae	E	X	
<i>Leonotis nepetifolia</i> (L.) R.Br.	Lamiaceae	E	X	
<i>Eucalyptus resinifera</i> Smith	Myrtaceae	E	X	X
<i>Eucalyptus camaldulensis</i> .	Myrtaceae	E	X	
<i>Digitaria ternata</i> (A. Rich.) Stapf	Poaceae	E	X	
<i>Pennisetum clandestinum</i> Hochst. ex Chiov.	Poaceae	E	X	X
<i>Reseda luteola</i> L.	Resedaceae	E	X	
Total de especies			76	50

El retiro de eucaliptos realizado por Antonio-Garcés (2008) en marzo de 2005 significó una reducción inmediata de su cobertura de 48.0 a 3.8%. Esta acción permitió la entrada y el aumento de *Montanoa tomentosa* Cerv. (Asteraceae), *Buddleia* (= *Buddleja*) *cordata* Kunth (Loganiaceae), *Pennisetum clandestinum* Hochst. ex Chiov. y otras plantas no arvenses y arvenses. La cobertura relativa de *M. tomentosa* aumentó e hasta alcanzar un alto valor de 29.3% en marzo de 2006, *Pennisetum clandestinum* aumentó su cobertura relativa de marzo de 2005, cuando registró 23.2%, a julio de 2007, fecha en que registró 26.6%, pero su mayor valor en su cobertura ocurrió en marzo de 2007 (con 43.2%), reduciéndose en los meses posteriores hasta 26.6% (en julio de 2007). La cobertura de otras especies no arvenses incrementó de 9.0 a 27.1% de marzo 2005 a julio de 2007, en tanto que se redujo de 18.3 a 7.7% la cobertura de otras especies arvenses durante el periodo del estudio (Fig. 6.1a).

Por su parte, en la ZN las especies dominantes fueron *Dodonaea viscosa* Jacq. (Sapindaceae), *C. sicyoides*, *M. robusta* y *Senecio praecox* (Cav.) DC. (Asteraceae) (todas no arvenses); sin embargo, se mantiene una cobertura relativa de 8.5 a 5.6% de *Eucalyptus camaldulensis* durante todo el año; incluso, en marzo de 2007, presentó un pico de 12.2%. La cobertura de otras plantas no arvenses tuvo un aumento de 60.6% registrado en julio de 2006 a 62.6% encontrado en julio de 2007, en cambio la cobertura de otras plantas arvenses y exóticas se redujo de 4.3 a 2.1% de octubre de 2006 a julio de 2007 (Fig.6.1b).

El sitio A8 sujeto a restauración ha experimentado una reducción en la cobertura de plantas exóticas de 41.5% en marzo de 2006 a 33.2% en julio de 2007. Las plantas nativas arvenses incrementaron de 5.5% en marzo de 2006 a 17.9% en julio de 2007; por su parte, las plantas nativas no arvenses aumentaron de 25.8 a 48.9% de marzo de 2005 a julio de 2007 (Fig. 6.2a). En el caso de la ZN la cobertura de plantas nativas no arvenses se mantuvo por encima del 80% variando muy poco durante el periodo de registro, en tanto que las plantas exóticas mantuvieron una baja cobertura relativa, de entre 6 y 9% (Fig. 6.2b).

El análisis del cambio temporal del número de especies registradas de cada tipo muestra que la riqueza específica de plantas no arvenses registrada en ZN siempre fue más alta que la registrada en A8 (intervalo: 22-33 y 12-29 especies, respectivamente; Fig. 6.3). Esta última zona presentó un pico de riqueza específica tanto de plantas no arvenses como arvenses en septiembre de 2006, registrando 29 y 21 especies de cada tipo, respectivamente (Fig. 6.3a). En la ZN el pico ocurrió en julio de 2007 cuando registró 33 especies no arvenses y siete arvenses (Fig. 6.3b).

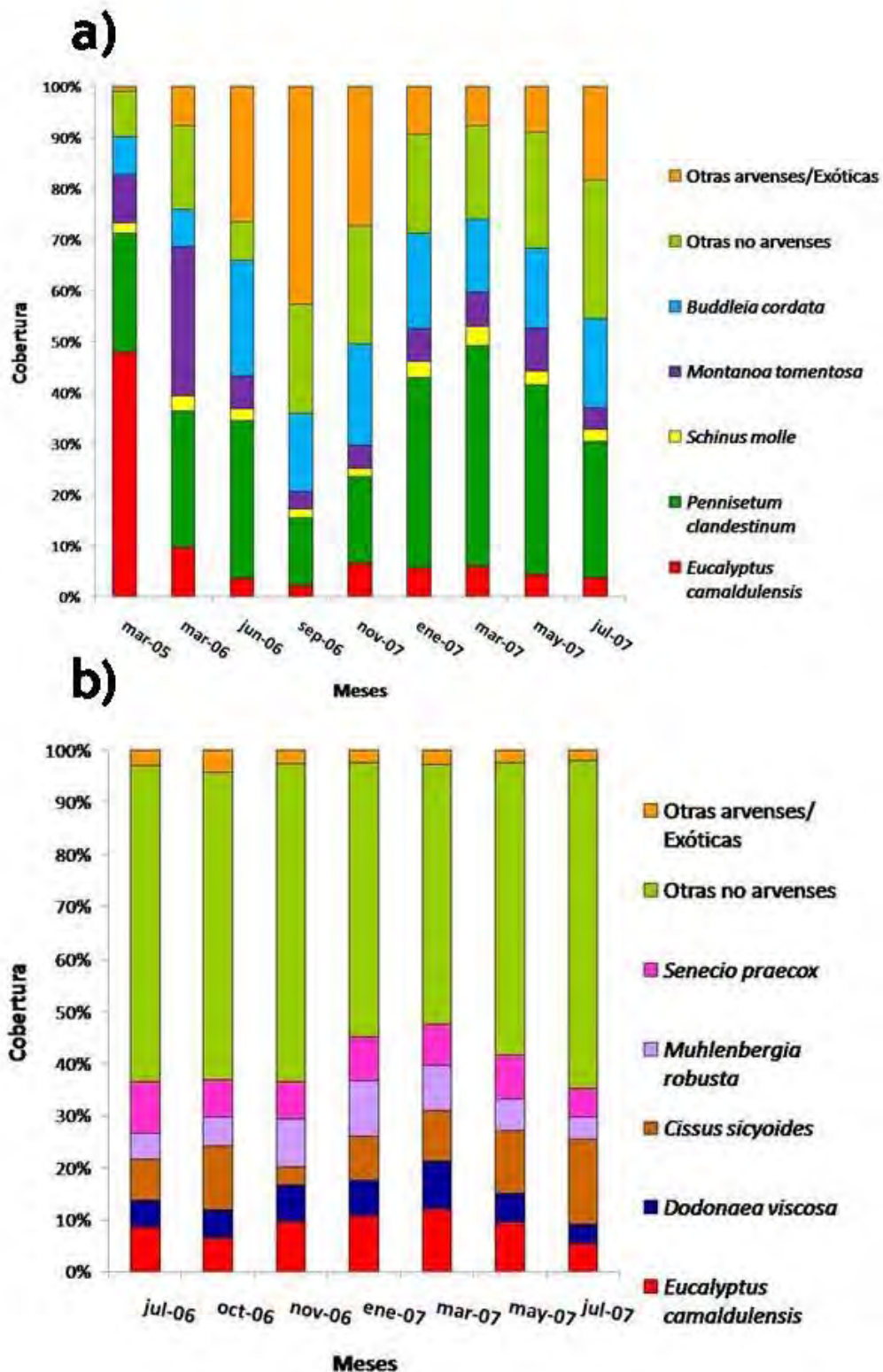


Figura 6.1. Patrón de cambio temporal en la cobertura relativa de la comunidad vegetal en una zona sujeta a restauración y una zona conservada de referencia de la REPSA. a) Sitio A8 sujeto a restauración (A8) y b) sitio conservado de referencia (ZN).

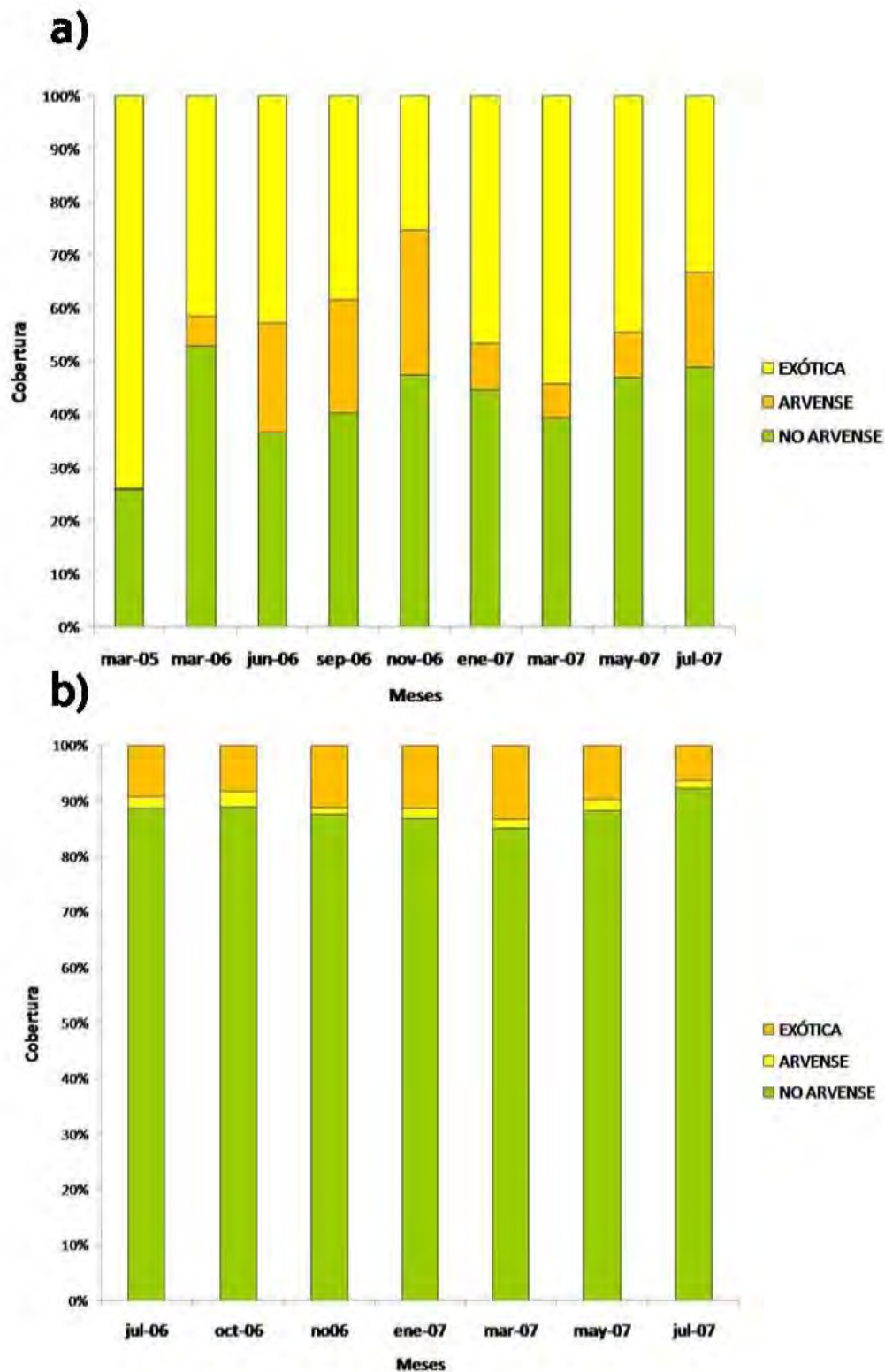


Figura 6.2. Patrón de cambio temporal en la cobertura relativa por tipo de plantas en una zona sujeta a restauración y una zona conservada de referencia de la REPSA. a) Sitio A8 sujeta a restauración (A8) y b) sitio conservado de referencia (ZN).

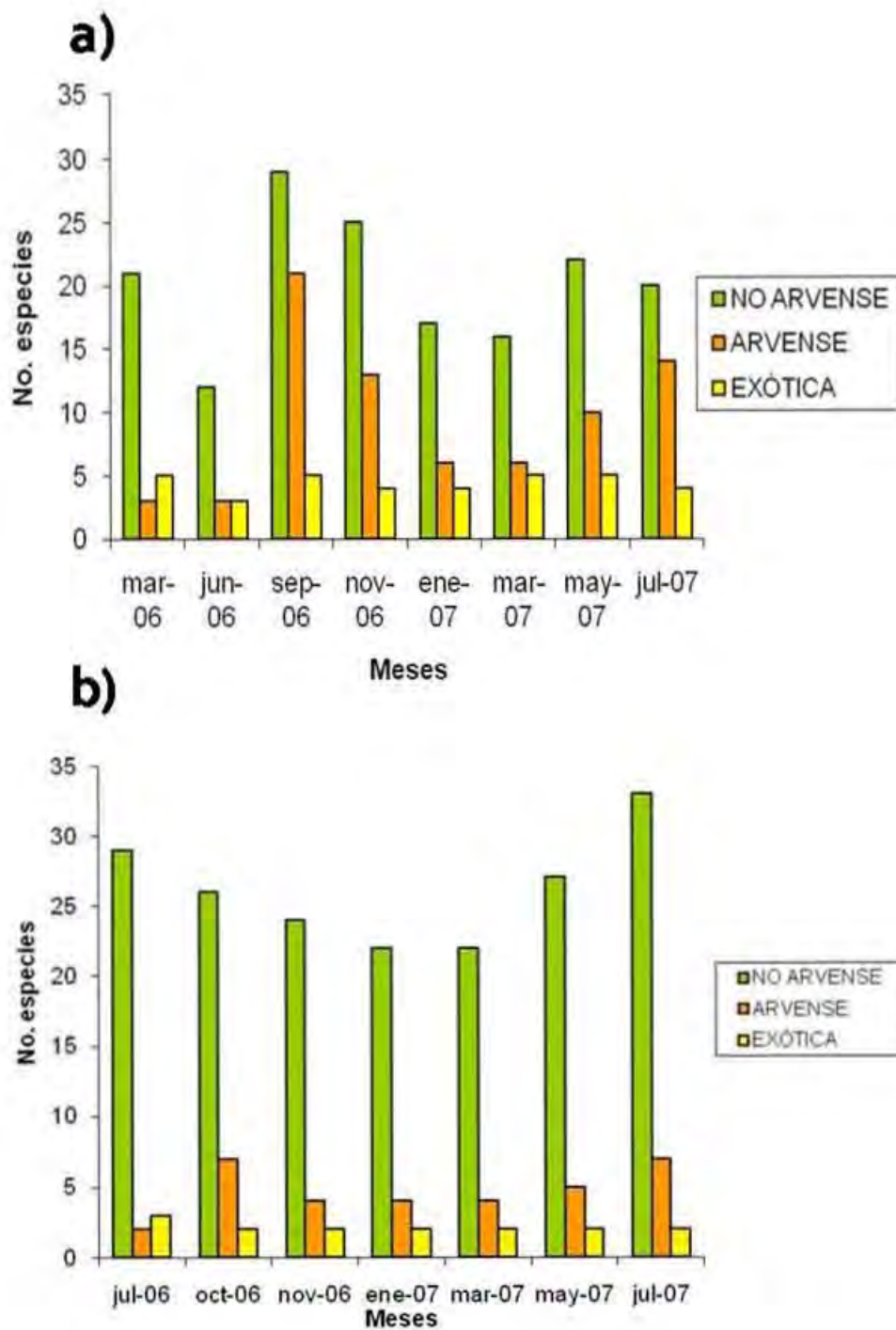


Figura 6.3. Patrón de cambio temporal en la riqueza específica de la comunidad vegetal en una zona sujeta a restauración y una zona conservada de referencia de la REPSA. a) Sitio A8 sujeta a restauración (A8) y b) sitio conservado de referencia (ZN).

6.2. Supervivencia de las plántulas introducidas en 2005

La supervivencia global de las plántulas introducidas en marzo de 2005 fue de 2.8% (N= 430) a dos años de monitoreo. *Manfreda scabra* fue la especie con mayor éxito de supervivencia con ocho individuos (8.6%; N= 93), *Senecio praecox* con 2.1% (N= 94), a *Dahlia coccinea* le corresponde el 1.2% (N=85) en tanto que a *Dodonaea viscosa* el 1.7% (N= 60) (Tabla 6.2). No se registraron supervivientes de las plantas de *Verbesina virgata*, *Cardiospermum halicacabum*, *Eupatorium petiolare* y *Brickellia veronicifolia* introducidas por Antonio-Garcés (2008) en ese año.

Tabla 6.2. Supervivencia de las plántulas de cada especie introducidas en el sitio A8 sujeto a restauración (A8) en marzo de 2005 a dos años de monitoreo.

Especie	marzo 2005	julio 2007	%
<i>Dahlia coccinea</i>	85	1	1.1
<i>Senecio praecox</i>	94	2	2.1
<i>Manfreda scabra</i>	93	8	8.6
<i>Verbesina virgata</i>	51	0	0
<i>Dodonaea viscosa</i>	60	1	1.7
<i>Cardiospermum halicacabum</i>	6	0	0
<i>Eupatorium petiolare</i>	8	0	0
<i>Brickellia veronicifolia</i>	33	0	0
Total	430	12	2.8

6.3. Supervivencia y crecimiento de plántulas introducidas en 2006: efecto del control de plantas.

La supervivencia final de plántulas en este estudio fue de 9.8% del total introducido en el sitio (Tabla 6.3). No se encontraron diferencias en el porcentaje de la supervivencia de las plántulas introducidas en las parcelas experimentales donde se mantuvo un control de una especie exótica (*Pennisetum clandestinum*) y tres arvenses (*Mirabilis jalapa*, *Jaltomata procumbens* y *Phytolacca icosandra*) y en las parcelas control. Cuando se analizaron las cuatro especies en conjunto, el porcentaje de supervivencia fue ligeramente mayor en los meses de septiembre a noviembre de 2006 en las parcelas experimentales con extracción de exóticas y arvenses (Fig. 6.4), en tanto que, en los meses de enero a julio de 2007, los porcentajes son un poco mayores en las parcelas control (sin extracción de exóticas y arvenses).

Al realizar el análisis del porcentaje de supervivencia por especie, no se encontraron diferencias significativas en el tipo de parcela. En el caso de *Manfreda scabra* en los meses de enero a julio de 2007 presentó un porcentaje de supervivencia mayor en las parcelas control. Para *Dodonaea viscosa* el comportamiento de la curva es similar tanto para las parcelas control como en las parcelas experimentales. La especie que presentó mayores porcentajes de supervivencia fue *Opuntia tomentosa*, en comparación con las demás especies (Fig. 6.5).

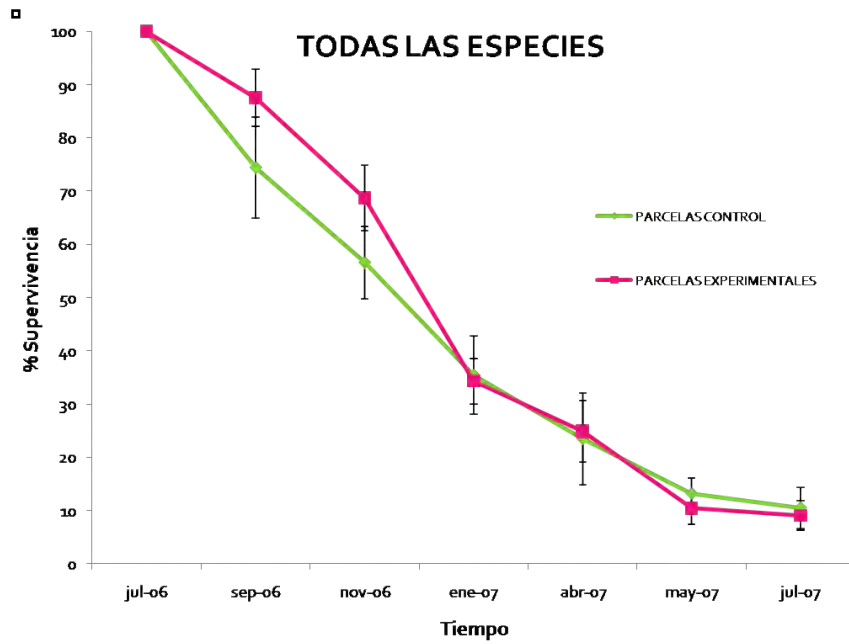


Figura 6.4. Porcentaje de supervivencia de las cuatro especies de plántulas introducidas en las parcelas experimentales del sitio A8 sujeto a restauración (A8) en julio de 2006.

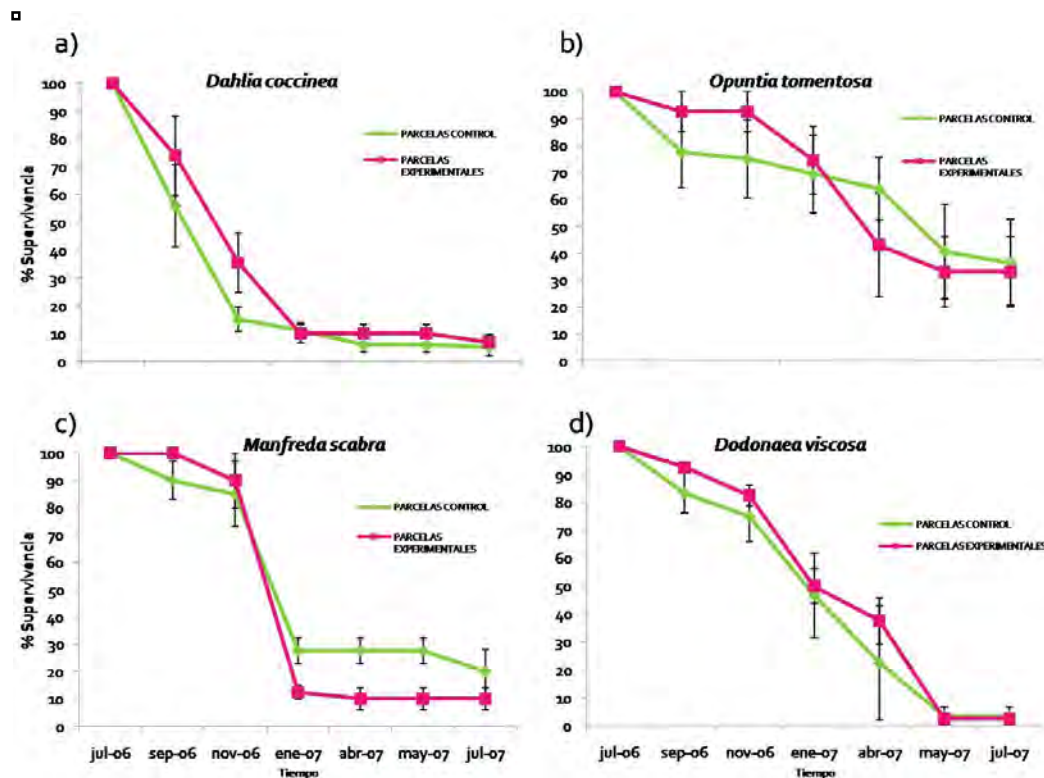


Figura 6.5. Porcentaje de supervivencia por especie de las plántulas introducidas en las parcelas experimentales en la zona A8.

Tabla 6.3. Porcentaje de supervivencia de las plántulas introducidas en el sitio A8 sujeto a restauración de marzo 2006 a julio 2007.

Supervivencia 2007			
Especie	No. individuos inicial	No. individuos final	%
<i>Dodonaea viscosa</i>	240	7	2.9
<i>Dahlia coccinea</i>	196	12	6.1
<i>Opuntia tomentosa</i>	78	27	34.6
<i>Manfreda scabra</i>	80	12	15.0
Total	594	58	9.8

6.4. Cambios de la comunidad vegetal en parcelas sometidas a control de plantas arvenses y exóticas

Las parcelas sujetas a extracción de plantas exóticas (Fig. 6.6a) registraron una cobertura relativa de *P. clandestinum* de 24% en diciembre de 2006, el cual disminuyó a 5% en mayo de 2007 y a 0% en septiembre del mismo año. La cobertura relativa de *M. tomentosa*, por su parte, mostró variaciones que van de 33% en diciembre de 2006 a 44% en septiembre de 2007. La cobertura relativa de *M. jalapa* varió de 2%, registrado en mayo de 2007, a 16% en julio del mismo año. La cobertura relativa de las plantas catalogadas como “otras especies exóticas” disminuyó de 2.4 a 1.0% y las especies catalogadas como “otras arvenses” de 14 a 4%. En contraste, en las parcelas control, en las que no se extrajeron plantas exóticas y arvenses, se registró una composición distinta (Fig. 6.6.b). En este tipo de parcelas la cobertura relativa de *P. clandestinum* se mantuvo entre 1 y 4%, en tanto que *Buddleia cordata* registró una cobertura que fue de 4%, en diciembre de 2006, a 12%, en septiembre de 2007. En estas

parcelas *M. tomentosa* tuvo una cobertura relativa que varió de 22 a 34%, mientras que *E. petiolare* registró coberturas que variaron de 9 a 12%. La cobertura de las plantas catalogadas como “otras especies no arvenses” aumentó de 26.0 a 41.6%, en tanto que las plantas catalogadas en la categoría de “otras especies exóticas” se incrementó de 1.4 a 5%.

Al analizar los datos por tipo de plantas, las parcelas donde se mantuvo un control de arvenses y exóticas, la cobertura de las nativas no arvenses se incrementó de 60 a 91% de diciembre de 2006 a septiembre de 2007, mientras que se redujo la de las arvenses y exóticas de 14 a 8% y de 26 a 1%, respectivamente (fig. 6.7a). En contraste, en las parcelas control (sin labores de extracción) la cobertura relativa de los tres tipos de plantas se mantuvo casi constante (Fig. 6.7b). La cobertura relativa de las plantas no arvenses, arvenses y exóticas varió entre los siguientes intervalos: entre 82 y 90%, entre 8 y 9%, y entre 2 y 9%, respectivamente.

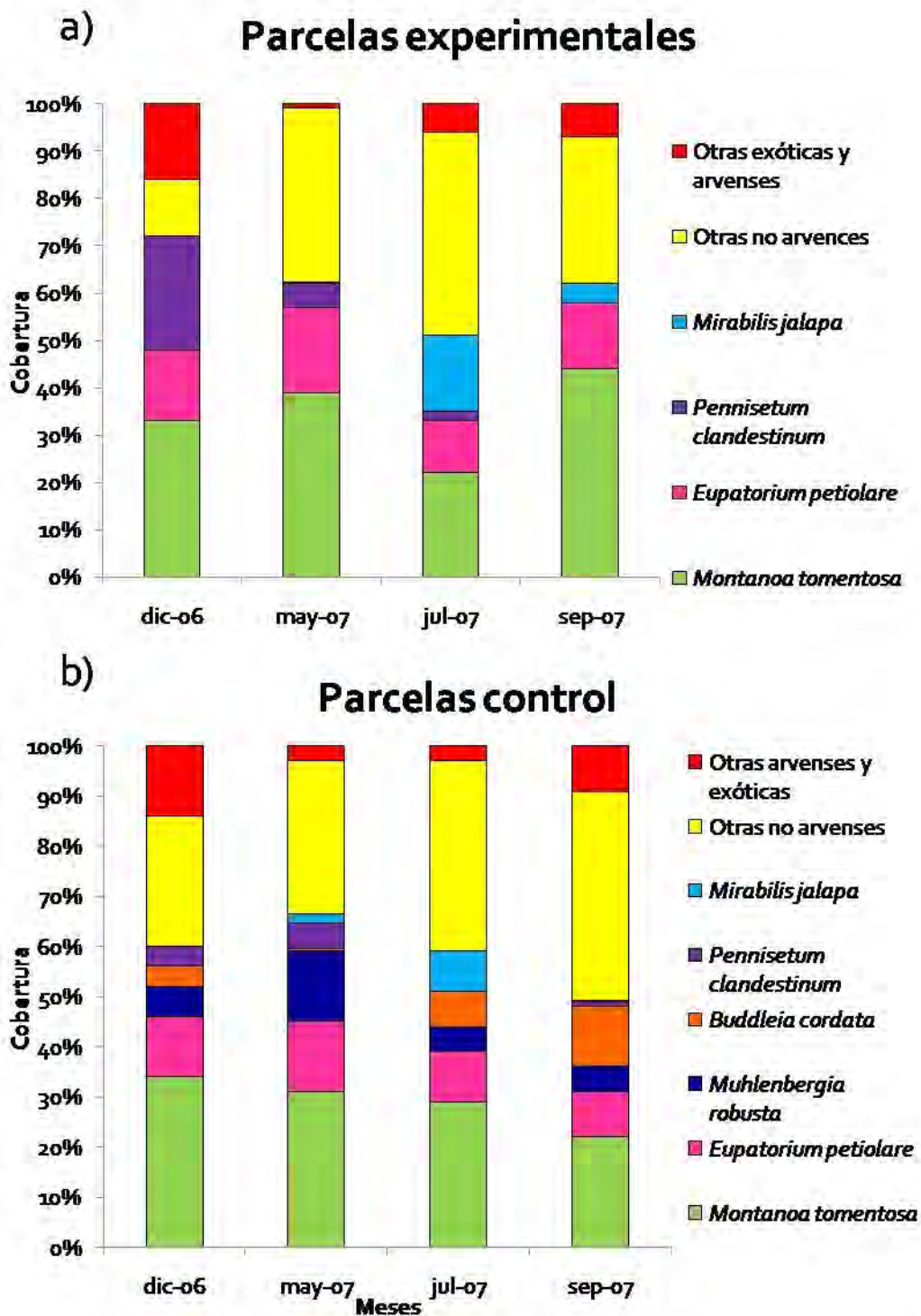


Figura 6.6. Patrón de cambio temporal en la cobertura relativa en (a) parcelas sujetas a extracción de plantas arvenses y exóticas, (b) parcelas control libres de acciones de extracción en el sitio A8 sujeto a restauración (A8) en la REPSA. Datos agrupados de cuatro parcelas por tratamiento.

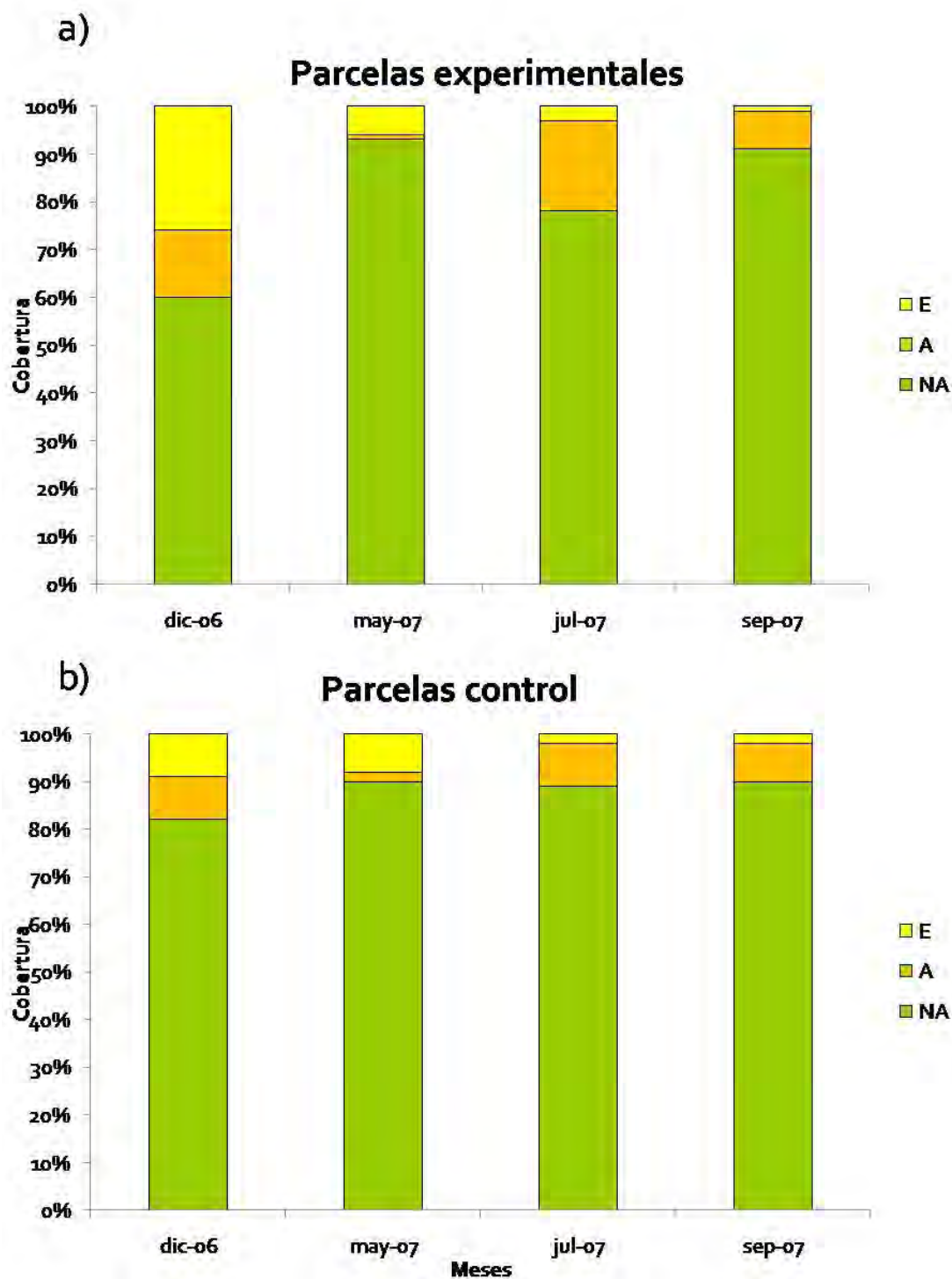


Figura 6.7. Patrón de cambio temporal en la cobertura relativa por tipo de plantas en (a) parcelas sujetas a extracción de plantas arvenses y exóticas, (b) parcelas control libres de acciones de extracción en el sitio A8 sujeto a restauración (A8) de la REPSA. Datos agrupados de cuatro parcelas por tratamiento.

El dendrograma de Simpson muestra dos grupos: el primer grupo está conformado por las parcelas control 3, 2 y 8, en tanto que el segundo grupo está conformado por las parcelas experimentales 1, 4, 5 y 7 en donde se mantuvo el control de especies arvenses y exóticas; sin embargo la parcela 6 (control) se ubicó dentro de este último grupo (Figura 6.8).

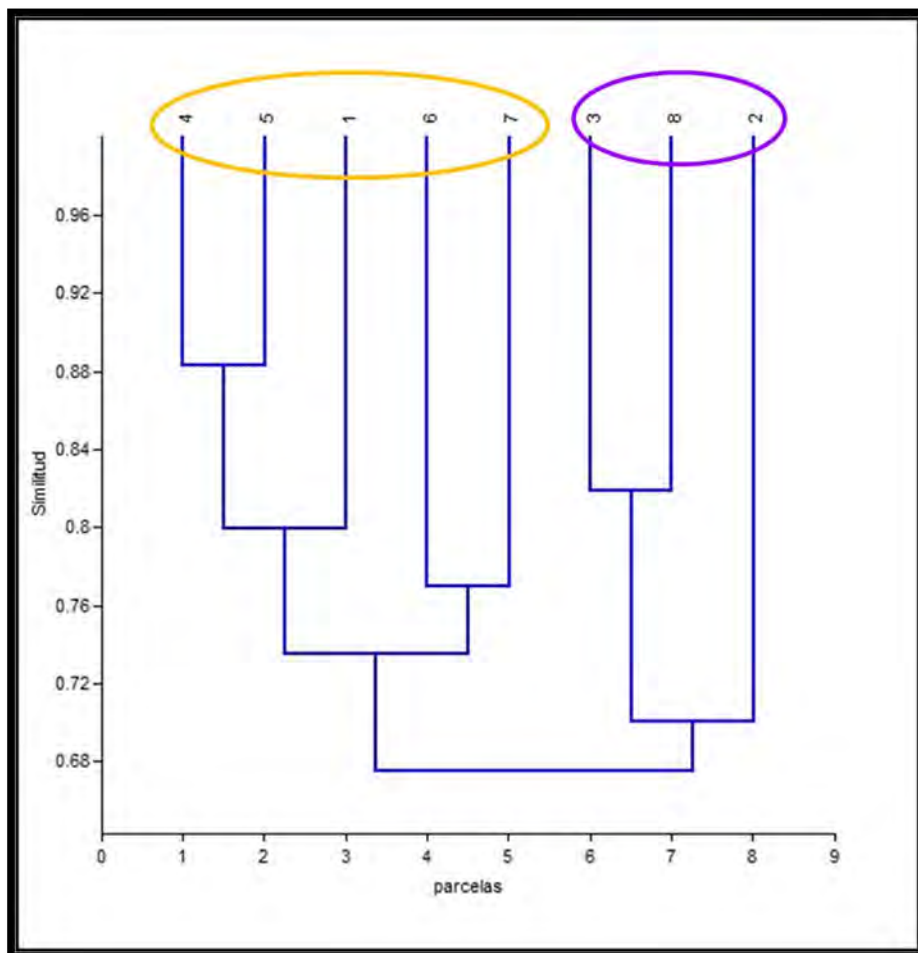


Figura 6.8. Dendrograma de Simpson que muestra las relaciones de afinidad de la comunidad vegetal de cuatro parcelas sujetas a extracción y cuatro control, no sujetas a extracción de plantas arvenses y exóticas, en el noreste del área de amortiguamiento 8 de la REPSA sujeta a acciones de restauración ecológica.

6.5. Monitoreo de animales importantes

6.5.1. *Densidad de S. purpurascens*. Se encontró un efecto significativo del mes ($F_{3,142} = 18.47, P < 0.001$) y de la interacción mes \times sitio ($F_{3,142} = 6.97, P < 0.002$), pero no del sitio ($F_{1,142} = 2.71, P = 0.101$) sobre la densidad de chapulines. En julio de 2006 se registró el pico de densidad de *S. purpurascens* con 31.7 ± 8.73 ind/m² en ZN, en tanto que en la zona A8 hubo 14.8 ± 3.23 ind/m² el mismo mes (Fig. 6.9). En agosto disminuyó la densidad, registrándose 3.6 ± 1.38 ind/m² en ZN y 9.85 ± 2.17 ind/m² en A8. En septiembre la densidad fue significativamente mayor en A8 que en ZN registrando 11.6 ± 3.6 ind/m² y 2.4 ± 1.6 ind/m², respectivamente.

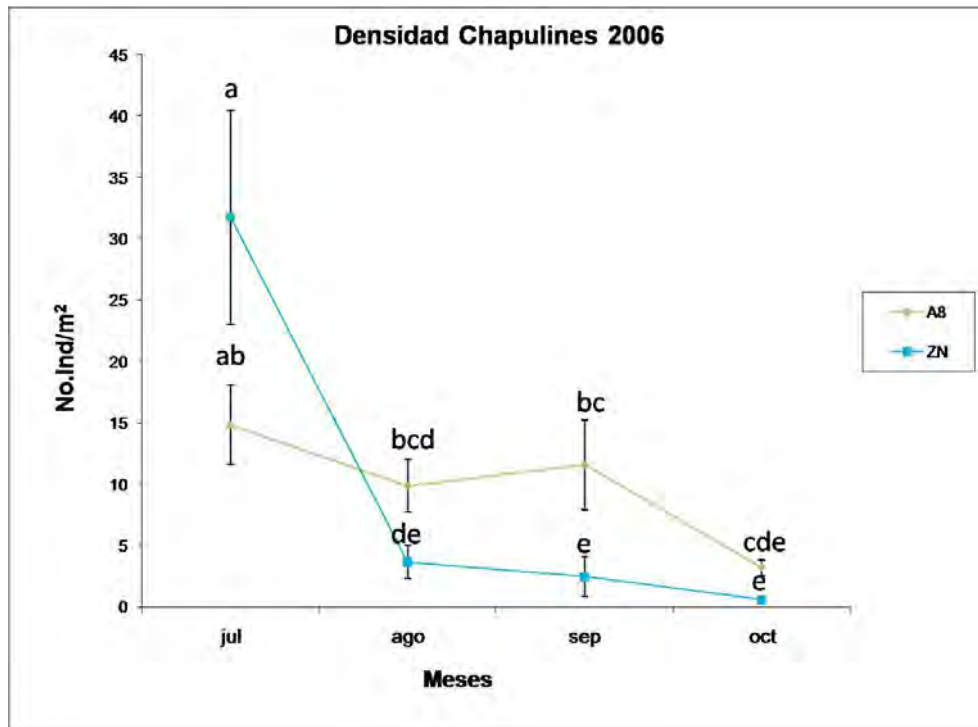


Figura 6.9. Densidad del chapulín *S. purpurascens* durante 2006 en una zona conservada localizada en una zona núcleo (ZN) y en el sitio A8 sujeto a restauración (A8) pertenecientes a la REPSA, D.F. Letras diferentes denotan diferencias significativas con $P < 0.05$ (prueba de Tukey).

6.5.2. *Densidad de Peromyscus gratus y Mus musculus.* En la trampas detectó la presencia de *P. gratus* y *Mus musculus* en la zona A8 y sólo de *P. gratus* en la zona ZN (Tabla 6.4). Las densidades de *P. gratus* en A8 variaron de 2 a 5 ind./30 trampas entre octubre 2006 a agosto de 2007, en tanto que la de *M. musculus* varió de 5 a 16 ind./30 trampas entre octubre de 2006 y agosto de 2007. En la ZN se registraron densidades de *P. gratus* que variaron entre 9 y 19 ind./30 trampas. En el muestreo se registró un ejemplar de una cría de tlacuache (*Didelphis virginianus*) en la ZN en el muestreo de junio de 2007 (Apéndice 3). Además, durante el periodo de estudio se detectó, en dos ocasiones, sendos ejemplares de conejo castellano, *Sylvilagus floridanus*, así como la actividad de ardillones, *Spermophilus variegatus*, y de ardillas, *Sciurus aureogaster*, en la zona conservada de referencia (ZN) (Apéndice 4).

Tabla 6.4. Densidad (No. /30 trampas) de *Peromyscus gratus* y *Mus musculus* en el sitio A8 sujeto a restauración y en la zona conservada de referencia (ZN) de la REPSA. No se registraron ejemplares de *M. musculus* en ZN. **n.d.**: no hay datos registrados.

Fecha	Zona A8		ZN
	<i>P. gratus</i>	<i>M. musculus</i>	<i>P. gratus</i>
oct-06	2	11	n.d.
feb-07	4	6	19
abr-07	5	16	15
jun-07	3	8	12
ago-07	2	5	9

6.6. Costos

El costo calculado de las acciones de restauración de esta fase del proyecto fue de \$41,620.00 (cuarenta y un mil seiscientos veinte pesos M.N.; Tabla 6.5). El 89.6% de los costos fue en concepto del retiro de desechos y el 10.4% por tratamiento e introducción de plántulas.

Tabla 6.5. Costos del proyecto de restauración ecológica de la zona de amortiguamiento 8 de la REPSA subsidiado en su mayor parte por instituciones de la UNAM.

Actividad	Herramientas y materiales	Costo (pesos)	Apoyo Institucional
Retiro de desechos			
	Camión retiro desechos	12,800	D.G.S.G. ¹
	Carteles de difusión	1,590	F. Ciencias ²
	Equipo de jardinería	6,100	F. Ciencias ²
	Mano de obra	8,000	Voluntarios
	Viveres	6,400	F. Ciencias ²
	Transporte de material	2,500	F. Ciencias ²
	Subtotal	37,390	
Tratamiento e Introducción de Plántulas			
	Colecta de semillas	150	Voluntarios
	Un millar de bolsas	1,400	I. Ecol ³
	Casa de sombra × mes	1,000	I. Ecol ³
	Costal arena	1,280	I. Ecol ³
	Costal tierra negra	400	I. Ecol ³
	Subtotal	4,230	
	TOTAL	41,620	

¹ Dirección General de Servicios Generales

² Facultad de Ciencias

³ Instituto de Ecología

7. DISCUSIÓN

7.1. Estructura de la comunidad vegetal

La REPSA alberga una considerable diversidad florística; lamentablemente, es evidente que su comunidad vegetal está siendo invadida por especies exóticas. Este proceso es preocupante porque puede afectar a todos los niveles de organización biológica; es decir, desde algunos elementos de la flora, sus poblaciones, las interacciones ecológicas y con ello puede afectar su dinámica y función de los ecosistemas; además de complicar los procesos relacionados con la restauración ecológica (Espinoza-García y Sarukhán, 1997; Rzedowski, *et al.* 2005; este estudio).

En este estudio se encontró que la comunidad vegetal de ambos sitios es muy diferente (Figuras 6.1), pues mientras los valores de coberturas de las plantas no arvenses (esto es, de etapas sucesionales avanzadas) registraron fluctuaciones entre cada censo en la zona A8, en cambio en ZN éstas registraron un incremento en su cobertura; asimismo, mientras la zona A8 registró un promedio de 44.51 y 12.95% de cobertura para arvenses y exóticas, ZN registró 1.87 y 9.87%, respectivamente. Considerando sólo a las especies dominantes, que son aquéllas que registran mayor cobertura en una comunidad (y que es posible que correspondan a las especies más competitivas *sensu* Gurevitch *et al.*, 2002), se encontró que éstas son diferentes entre sitios, exceptuando a *E. camaldulensis*, una especie exótica dominante (Tabla 7.1). Estas diferencias permiten concluir que a la comunidad vegetal de la zona A8, los disturbios antrópicos acumulados han afectado a la riqueza, composición y estructura de las comunidades vegetales. Es por eso que se concluye que hace falta más

tiempo y más acciones de restauración para recuperar la trayectoria histórica que muestra la ZN, que está integrada al ecosistema de la REPSA.

Tabla 7.1. Lista de especies dominantes en la zona de amortiguamiento A8 sujeta a acciones de restauración ecológica (A8) y la Zona Conservada (ZN).

A8		ZN	
Especie	Tipo de planta	Especie	Tipo de planta
<i>Buddleia cordata</i>	No arvense	<i>Senecio praecox</i>	No arvense
<i>Montanoa tomentosa</i>	No arvense	<i>Muhlenbergia robusta</i>	No arvense
<i>Schinus molle</i>	Exótica	<i>Cissus sicyoides</i>	No arvense
<i>Pennisetum clandestinum</i>	Exótica	<i>Dodonaea viscosa</i>	No arvense
<i>Eucalyptus camaldulensis</i>	Exótica	<i>Eucalyptus camaldulensis</i>	Exótica

A continuación se discuten los problemas que ocasionan las dos especies de plantas exóticas dominantes en la zona sujeta a restauración.

El pasto kikuyo es originario de la región tropical del este de África, y es invasora de zonas de vegetación abierta de climas templados y subtropicales (Perdomo *et al.*, 2009), por lo cual Cano-Santana *et al.* (2006) consideraron como zonas deterioradas de la REPSA a las áreas dominadas por especies exóticas (entre ellas *P. clandestinum*). La dominancia de este pasto exótico afecta a la regeneración de zonas perturbadas porque forma una cobertura densa que reduce el espacio de crecimiento a las plántulas de otras especies. Su dominancia también promueve los incendios recurrentes debido a que adiciona al suelo material combustible de manera continua (Cione *et al.*, 2002; IUCN, 2010). En la zona sujeta a restauración este pasto se mantuvo presente como

planta dominante durante todo el muestreo, con una cobertura relativa promedio de 26.7% (en 2007); además, y a lo largo de los cinco años posteriores ha aumentado su cobertura a pesar de que se continuó con su control (Saucedo-Morquecho, 2011; Ayala, 2014; Estañol-Tecuatl, 2014).

El eucalipto tiene efectos negativos sobre la comunidad vegetal del pedregal debido a que se derivan de la presencia de sustancias aleloquímicas que afectan a las plantas, a las bacterias fijadoras de nitrógeno y los hongos micorrízicos (Espinoza-García, 1996) y reducen la velocidad de descomposición de la materia orgánica (Toky y Singh, 1993). Además, las sustancias alelopáticas pueden afectar severamente a la fauna, tal como es el caso de los peces que habitan en los cuerpos de agua donde se deposita su hojarasca (Gehrke *et al.*, 1993), así como a las abejas (*Apis mellifera*) (Cano-Santana *et al.*, 2006) y abejorros (*Bombus* spp.) (Espinoza-García, 1996) que visitan sus flores. También se ha documentado que facilitan los incendios, absorben gran cantidad de agua (Alexander, 1989) al disminuir su disponibilidad para otras especies. En el caso de la REPSA, los eucaliptos han formado un dosel regularmente denso que afecta negativamente a las plantas xerófilas de porte bajo de la zona (Segura *et al.*, 2001). Los cambios ocurridos de marzo de 2005 a julio de 2007 en la estructura de la comunidad vegetal de la zona A8 fueron resultado de varias acciones de restauración ecológica en la que se incluyó inicialmente el retiro de eucaliptos (Antonio-Garcés, 2008), lo que favoreció cambios importantes en la estructura de la comunidad vegetal del sitio debido a la reducción de la dominancia de esta especie. Segura y Meave (2001) mostraron que la remoción de eucaliptos cambia de manera inmediata el paisaje y las estructura de la

vegetación e incrementa la riqueza específica de especies nativas en la REPSA. De esta manera, se redujo el efecto negativo de su sombra y su alelopatía, lo que permitió que se abrieran espacios de colonización, lo cuales favorecieron el desarrollo de especies nativas. Entre las especies nativas no arvenses dominantes en la zona sujeta a acciones de restauración (A8) se encuentra *M. tomentosa*, cuya cobertura se ha mantenido relativamente similar a lo largo de los 3 años posteriores a este estudio, lo cual sugiere que es tolerante a la presencia de eucaliptos. Otra especie dominante es el tepozán *B. cordata*, el cual es un árbol nativo malezoide por preferir hábitats generalmente perturbados y de vegetación secundaria (Mendoza-Hernández, 2003; Rzedowski, *et al.* 2005; Mendoza-Hernández *et al.*, 2010), incluyendo zonas urbanas, y a que coloniza con facilidad los sitios abiertos y perturbados (obs. pers.), gracias a que sus semillas son dispersadas fácilmente por el viento. A pesar de lo anterior, Mendoza-Hernández (2003) discute que la presencia del tepozán modifica favorablemente el microambiente circundante y facilita la incorporación de especies sucesionalmente tardías. Cano Santana y Meave (1996), en este mismo sentido, sugieren que el bosque de tepozán podría ser una etapa sucesional posterior a la del matorral xerófilo en el Pedregal del Xitle. En el sitio A8 se registraron coberturas de esta especie que van de 7.4% en marzo de 2005 y que aumentó a 17.5% en julio de 2007, en el 2008 varió de 12.0 a 26.5% (Saucedo-Morquecho, 2011), pero en 2009 se obtuvo una cobertura promedio anual de sólo 5.7% (Ayala, 2014). A lo largo de 5 años de trabajo de restauración esta especie se ha mantenido presente aunque sus coberturas han variado a lo largo del tiempo. San José-Alcalde (2010) encontró que *B. cordata* fue la especie nativa

más utilizada para el forrajeo por parte de las aves en A8, lo cual indica su importancia como fuente de recursos alimentarios y como sitio de percha gracias a su copa abierta y a su talla, que varía entre 2 a 4 m (Figura 7.2).

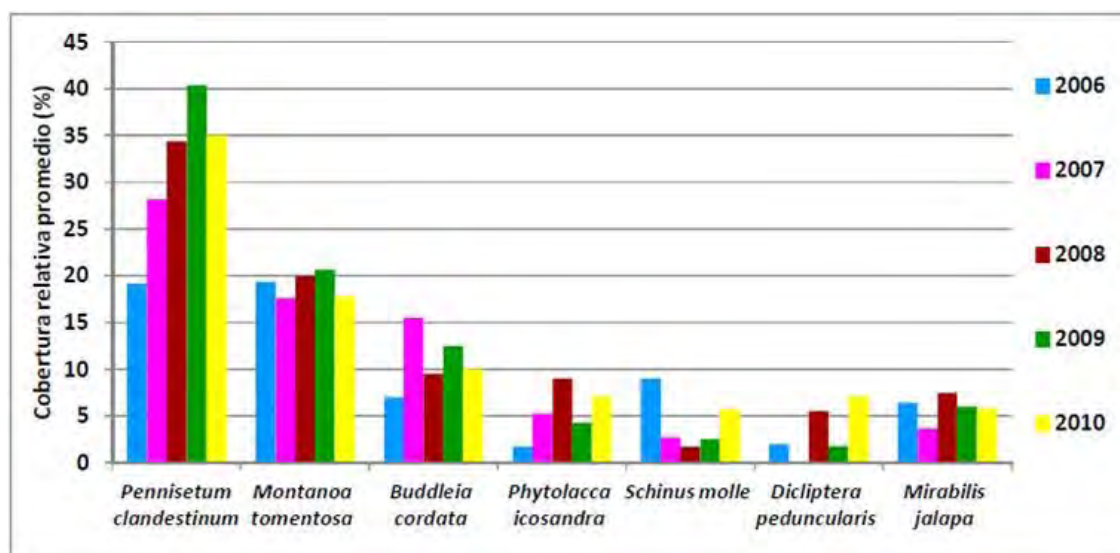


Figura 7.2. Porcentaje de cobertura relativa promedio de las especies dominantes en el noreste del área de amortiguamiento A8 sujeta a restauración ecológica en la REPSA entre 2006 y 2010. Los datos se basan en los obtenidos en el sitio por Antonio Garcés (2008) en 2006, este estudio en 2007 (ver Antonio-Garcés-Garcés *et al.*, 2009), Saucedo-Morquecho (2011) en 2008, Ayala (2014) en 2009 y Muñoz-Saavedra (2013) en 2010. Fuente: Muñoz-Saavedra (2013).

7.2. La heterogeneidad del sitio sujeto a restauración y sus implicaciones

El sitio sujeto a restauración A8 constituye un mosaico de parches, en unos parches existe una mezcla de zonas con diferentes elementos florísticos dominantes, existen parches cubiertos con cascajo donde domina el pasto kikuyo (Figura 7.3), en otros parches domina la vegetación secundaria, otros tienen influencia de árboles y arbustos como *M. tomentosa* (Figura 7.4) y también hay parches en donde ha sido recuperado el sustrato basáltico original, otros han sido construidos con promontorios de roca basáltica. La distribución de cada tipo de parche genera una alta heterogeneidad espacial dentro del mismo sitio.



Figura 7.3. Parche dominado por *Pennisetum clandestinum* en la zona A8 sujeta a restauración.



Figura 7.4. Parche dominado por especies arbóreas en la zona A8 sujeta a restauración.

Cabin *et al.* (2002) evaluaron el efecto de cuatro tipos de tratamientos de control de especies vegetales exóticas en el establecimiento de especies nativas introducidas con fines de restauración y la supresión de una especie invasora de pasto durante la restauración de matorrales sobre sustrato volcánico en Kaupulehu, Hawái. Ellos encontraron que el método que tuvo mejores resultados fue la remoción completa de las plantas exóticas por medio del uso de maquinaria pesada (retro-tractor Caterpillar de hoja D-8). Para el caso de la REPSA y su gran heterogeneidad, la introducción de maquinaria puede facilitar la remoción de las especies vegetales exóticas como el pasto kikuyo en las zonas donde domina el escombro, tal como lo ejecutó Ayala (2014) en junio 2009, año en el sitio A8. Para determinar el grado de recuperación de A8 en 2012, Estañol-Tecuatl (2014) comparó 12 sitios en la REPSA pertenecientes a zonas conservadas de referencia (5), zonas sujetas a acciones de restauración (3, incluyendo A8) y zonas perturbadas (4). Uno de los sitios sujetos a restauración (SO) era una zona aplanada y recubierta de tierra de aproximadamente 0.4 ha, en el que se realizó un recubrimiento con roca basáltica en 2007 de 3 m de espesor y desde entonces, no se le ha estudiado ni se le ha realizado algún otro tratamiento. En la figura 7.6 se puede observar el análisis de componentes principales y la conformación de dos grupos de parcelas diferentes entre ellos, uno conformado por los sitios perturbados y otro conformado por los sitios conservados y entre ambos grupos se encuentran los sitios sujetos a acciones de restauración. El sitio A8 mediante las acciones de restauración que se han realizado a lo largo del tiempo ha permitido alejarse de cierta manera del grupo

de los sitios perturbados dando indicios de que la restauración ha sido exitosa, aunque lenta; sin embargo, un punto que cabe resaltar es el sitio SO, donde la única medida de restauración que se tomó fue la adición de roca basáltica, en este sentido, el depósito de una capa lo suficientemente gruesa de roca basáltica (de hasta 3 m) sin tierra entremezclada ha sido el tratamiento más efectivo para contribuir al restablecimiento de la comunidad vegetal nativa y el control del pasto.



Figura 7.6. Ordenamiento resultante del análisis de componentes principales realizado con los datos de la comunidad vegetal de 12 zonas estudiadas en la REPSA pertenecientes a zonas conservadas de referencia (ZCR; rombos verdes), zonas sujetas a acciones de restauración (A8, A11 y SO; rombos amarillos) y zonas perturbadas (ZP; rombos rojos). Datos de octubre de 2011. Fuente: Estañol-Tecuatl (2014).

Las acciones de restauración dirigidas a la recuperación del sustrato basáltico original, una de las premisas para la recuperación y restauración de pedregales ha permitido la colonización y establecimiento de plantas nativas ya que estas son mejores competidoras en esas condiciones. Un ejemplo de esto se puede observar en los trabajos realizados en la “Ruta de la Amistad”, ubicados

en las áreas verdes sobre la avenida Periférico Sur a un costado del Parque Cuicuilco, donde el objetivo principal fue la recuperación de la roca basáltica, retirando en su totalidad todo el material no consolidado, además del acomodo de la roca basáltica en su perímetro (Figura 7.7). La exhumación de la roca, retirando todo material no consolidado (tierra y cascajo), como en el caso de A8 y lo realizado en la Ruta de la Amistad, así como la colocación de una capa de 3 m de espesor de roca limpia y libre de material no consolidado, como en el caso de la zona SO, son dos alternativas que promueve la recuperación de pedregales.



Figura 7.7. Fotografía de una de las áreas verdes sobre anillo Periférico esquina avenida Insurgentes Sur frente a las actuales instalaciones de CONABIO, frente al Centro Comercial Perisur y frente al Parque Eco-Arqueológico Cuicuilco. Aspecto en junio de 2015. Foto: M. Peña.

7.3. Introducción de plántulas

Los disturbios modifican la composición de especies de una comunidad, y sus efectos pueden ser permanente si se eliminan especies debido a su incapacidad para regenerarse después de un disturbio (Gordon, 1998). La creación de condiciones adecuadas para la reintroducción y el establecimiento de plántulas nativas es de vital importancia en zonas perturbadas, pues permite que avance natural la sucesión (Bonfil *et al.*, 1997). Una vez que el agente de daño se remueve o se controla, las comunidades originales pueden restablecerse por procesos de sucesión natural a partir de poblaciones remanentes (Primack y Massardo, 2001) o mediante la introducción directa de semillas (Mendoza-Hernández, 2003).

Dado que sólo sobrevivieron 12 individuos (2.8%) en julio de 2007 (Tabla 6.2) de las 430 plántulas introducidas por Antonio-Garcés (2008) en 2006, y que de las 594 plántulas introducidas en 2006 en este estudio, se registró una supervivencia de 9.8% (Tabla 6.3), se considera que el éxito de este tipo de acciones fue bajo. Este poco éxito, aunado al hecho de que la introducción de plántulas requiere de mucho esfuerzo, infraestructura y recursos económicos permite concluir que este tipo de acciones de restauración son poco adecuadas. Los costos en el mantenimiento de las plántulas incluyen la compra de un sustrato indicado, así como esfuerzo físico (o el pago a personal) para llevar a cabo el riego y su transporte, y el trasplante en el campo. Con base en estos hallazgos, Ayala (2010), para seguir con el proceso de restauración ecológica en el periodo comprendido entre febrero 2009 y diciembre 2009, optó por el uso de siembra de semillas a voleo. Se sugiere que si estas semillas, al menos son

80

sometidas previamente a preacondicionamiento natural por enterramiento su éxito de reintroducción puede ser mayor.

Asimismo, y dados los bajos porcentajes en la supervivencia de las plántulas introducidas, se sugiere tener una producción de plantas nativas de mayor tamaño y edad. Esto tendría como defecto que los costos se eleven, ya que esta acción conlleva más tiempo de mantenimiento pero, a largo plazo pero, en cambio, se aseguraría un mayor porcentaje de éxito en su establecimiento en campo. Esto permitiría hacer reforestación en diferentes sitios importantes para recuperar su estado original

Una de las técnicas más utilizadas durante la restauración es la reducción de la competencia por parte de las plantas ya establecidas, las cuales fueron eliminadas con diferentes tratamientos: fuego, herbicidas o por la remoción manual o mecánica previamente a la siembra o a la plantación de nuevas especies (Jordan, 1988; Clewell *et al.*, 1990; Savill *et al.*, 1997). El control de plantas nativas exóticas y arvenses es esencial para la restauración, ya que éste permite el aumento de la diversidad de especies y la aceleración de sucesión de una comunidad, lo que reduce la posibilidad de que plantas nativas arvenses y exóticas continúen estableciéndose o dominando (Blumenthal *et al.*, 2003).

Tomando en cuenta lo anterior, es difícil afirmar que el control de las plantas exóticas y arvenses que se mantuvo dentro de los cuadros tuvo algún efecto en el establecimiento y supervivencias de las plántulas introducidas, ya que no se encontraron diferencias significativas en la supervivencia, lo cual fue ocasionado por la gran heterogeneidad espacial dentro del sitio de estudio y, por ende, la que existe entre los cuadros experimentales, ya que éstos presentan

características bióticas y abióticas totalmente diferentes entre sí, por lo que resulta difícil establecer algún parámetro que ayude como referencia para entender el efecto del control de las especies exóticas sobre el establecimiento de las plántulas introducidas.

7.4. Densidad de *Sphenarium purpurascens* y *Peromyscus gratus*

Para una restauración ecológica exitosa y completa de un ecosistema es necesario la comprensión de las especies que lo componen, así como de la forma en las que se ensamblan, interactúan y funcionan al interior de una red trófica comunitaria (Bradshaw, 1987; Pywell y Putwain, 1996).

El éxito de los esfuerzos en la restauración puede ser medido monitoreando a los elementos bióticos del ecosistema, como indicadores del progreso de la restauración (Jansen, 1997). Los artrópodos terrestres han sido reconocidos como eficientes indicadores del funcionamiento de los ecosistemas (Kremen *et al.*, 1993; King *et al.*, 1998), pues tienen una gran diversidad y gran capacidad de ocupar microhábitats y nichos específicos, además de jugar múltiples roles ecológicos. En general, son altamente sensibles a las variaciones climáticas, a los cambios en la cobertura vegetal y a los disturbios (Jansen, 1997; Rodríguez *et al.*, 1998; Barros *et al.*, 2002). En este trabajo se determinó la densidad del chapulín *S. purpurascens*, ya que es uno de los artrópodos más abundantes en la REPSA, y se encontró que el sitio A8 presentó densidades más altas durante los meses de agosto a octubre de 2006 (9.85-3.2 ind/m²) que en la zona conservada de referencia (ZN; 3.63-0.59 ind/m²), lo cual puede tener relación con que en este sitio presenta una mayor abundancia del pasto kikuyo.

Castellanos-Vargas (2001), por ejemplo, encontró la presencia de ootecas con un gran número de huevos con grandes tallas en los sitios perturbados con *P. clandestinum* al compararlo con otros sitios, incluyendo algunos conservados con una vegetación xerófila natural. El kikuyo es un pasto que este chapulín consume desde sus primeros estadios ninfales y es considerado como uno de los pastos con altos contenidos de nutrientes (Castellanos-Vargas, 2001). En el mismo sentido, Hernández- Herrerías (2011) encontró que la presencia de este pasto en los tiraderos y canteras promueve altas densidades de este chapulín. Esta observación sigue siendo registrada en estudios posteriores que monitorean las densidades de este chapulín en este sitio (Saucedo-Morquecho, 2011; Muñoz-Saavedra, 2013; Ayala, 2014). Es claro, en conclusión, que *S. purpurascens* es un indicador de sitios perturbados dominados por pasto kikuyo., por lo cual también se puede afirmar que la interacción kikuyo-*S. purpurascens* es indicadora de disturbio. Se espera que cuando la comunidad vegetal se desarrolle de tal forma que el pasto kikuyo sea totalmente eliminado, las densidades de este insecto serán menores.

7.5. El ratón piñonero

El ratón piñonero *P. gratus*, por su parte, y al contrario del chapulín, es indicadora de sitios conservados, y se encontró en densidades más bajas en la zona A8 que en la ZN, tal como ha sido registrado en otros estudios (Garmendia, 2009; San José-Alcalde, 2010; Hernández-Herrerías, 2011). De hecho, los mamíferos son muy sensibles a las alteraciones del hábitat (Johnson *et al.*, 1996) y su abundancia esta correlacionada con la estructura vegetal (Kerley, 1992). En este estudio se encontraron densidades que variaron de 2 a 5 ind/30 trampas entre octubre 2006 a agosto de 2007 en la zona A8, que son valores menores a los registrados en la zona conservada (9-19 ind/30 trampas). San José-Alcalde (2010) encontró que en A8 y durante febrero 2009 a mayo 2010 el número de individuos en A8 disminuyó a 1 ind/16 trampas, pero su presencia en el sitio sujeto a restauración indica buena calidad del hábitat.

7.6. *Mus musculus*

Es un roedor comensal que posee gran adaptabilidad a diversos hábitats (Pocock *et al.*, 2004; Cavia *et al.*, 2009). Su persistencia está determinada en gran medida por las actividades antrópicas y sólo se encuentran en hábitats naturales cuando existen pocos o nulos competidores (Dickman y Doncaster, 1987; Pocock *et al.*, 2004). Garmendia (2009) encontró que es una especie indicadora de disturbio intenso, ya que se registró como el roedor más abundante y mejor representado en áreas verdes no protegidas de CU y en cuatro de las cinco zonas de amortiguamiento que se muestrearon de la REPSA; así mismo, San José-Alcalde (2010) encontró, entre febrero de 2009 y mayo 2010,

que el número de individuos de *M. musculus* descendió a 1-3 ind/16 trampas, lo que sugiere una recuperación de la zona en este aspecto.

La presencia de *M. musculus* en está relacionada con la calidad pobre del hábitat, presentando abundancias bajas en sitios conservados, tal como lo que se muestra en este estudio. Es altamente probable que las acciones de restauración que se han llevado a cabo en A8 han promovido su disminución en la zona.

8. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Con base en los resultados obtenidos y analizados en este estudio, se concluye lo siguiente.

1. *Pennisetum clandestinum* continúa siendo la especie de planta dominante en la zona A8 sujeta a acciones de restauración, lo que sugiere que estas acciones han sido poco efectivas, tanto en la etapa cubierta en este estudio, como a lo largo de los esfuerzos posteriores a este estudio. Ha resultado muy difícil eliminar de manera permanente el pasto de la zona de estudio (figura 7.2), y sólo se ha mantenido bajo control gracias a las jornadas de restauración, por lo que se sugiere, tal como lo han hecho otros autores que han trabajado en la zona, que es necesario cambiar de estrategia, como la de remover totalmente el sustrato ajeno, dejando sólo la roca basáltica, o bien, recubrir la zona con una capa profunda de 3 a 4 m de rocas basálticas, tal como lo proponen Antonio-Garcés (2008), Saucedo-Morquecho (2011), Ayala (2014) y Estañol-Tecuatl (2014).
2. Existen métodos agroforestales donde se coloca una malla en el suelo para evitar el crecimiento de malezas que son perjudiciales para los cultivos. Estas mallas hacen la función de sombra evitando el paso de los rayos solares y así evitar el crecimiento de pastos y hierbas, por lo que sería adecuado probar su efectividad en el control del pasto kikuyo en los parches donde es más dominante.
3. El retiro de eucaliptos provocó un aumento en la cobertura y riqueza de especies de plantas no arvenses, por lo cual se sugiere que su control y erradicación continúen para recuperar la flora y fauna nativas de la REPSA.

4. La introducción de plántulas al sitio es una acción que implica un gran esfuerzo y altos costos en su producción y mantenimiento antes de su plantación en campo. Asimismo, no mostró el éxito esperado en términos de la supervivencia, de manera que se deben plantear otros métodos o estrategias para la introducción de plantas nativas al sitio, como es el caso el trasplante de plantas de mayor edad o talla, o bien, con la estrategia seguida por Ayala (2014), quien introdujo semillas de diferentes especies nativas por medio del método de voleo.
5. La población de *Sphenarium purpurascens* es beneficiada por la presencia del pasto kikuyo como recurso alimenticio, y continúa registrando valores más altos en A8 que los de la zona conservada de referencia (ZN), esto debido a que se trata de una especie indicadora de disturbio (Castellanos-Vargas, 2001; Hernández-Herrerías, 2011; Saucedo-Morquecho, 2011; Muñoz-Saavedra, 2013; Ayala, 2014).
6. La presencia de *P. gratus*, una especie indicadora de un ambiente conservado, en el sitio sujeto a restauración es una señal de que el sitio, a pesar de encontrarse aislado de la zona núcleo, mantiene ciertos atributos benéficos (refugio y alimento) que le permiten su presencia en el sitio.
7. La presencia del ratón *Mus musculus*, una especie exótica e indicadora de deterioro antropogénico (Garmendia, 2009), en el sitio sugiere que las actividades humanas y sus desechos promueven su supervivencia, ya que muy cerca del sitio se encuentran los campos de fútbol y los Institutos de Ecología y Biología, los cuales constituyen una fuente constante de alimento para este ratón. Estudios posteriores (San José-Alcalde, 2010), muestran que

su abundancia se redujo gracias a las acciones de restauración y a las barreras que contienen el paso de visitantes a la zona.

Por otra parte, y con base en los resultados obtenidos, se formulan las siguientes recomendaciones:

1. Se debe continuar con la erradicación y control de las especies exóticas, principalmente de pasto kikuyo y los eucaliptos.
2. Se debe seguir recuperando el sustrato basáltico original, pues este factor es primordial para el establecimiento de las primeras especies de sucesión temprana las cuales modificarán las condiciones microclimáticas para el establecimiento de las especies secundarias. La forma más económica y en horas persona es la de relleno de roca basáltica procurando se encuentre limpia de algún material extraño.
3. La introducción de plántulas de especies nativas es una actividad que requiere mucho esfuerzo comparado con el poco éxito de establecimiento de estas mismas a mediano y largo plazo, por lo cual es recomendable enriquecer el banco de semillas, de especies nativas; por la técnica de voleo de semillas o la introducción de especies de plantas nativas de mayor edad y tamaño, por lo que se sugiere la producción de esta mismas en un vivero dentro de la REPSA para futuros proyectos, tanto en esta zona A8 como en otras zonas a restaurar.
4. La restauración ecológica de un sitio perturbado es costosa, no sólo hablando en términos económicos, sino también por el esfuerzo y tiempo que conlleva redirigir el sitio a las condiciones idóneas. Es por eso que no se debe de perder de vista el cumplimiento de las siguientes premisas:

- a. Eliminar la fuente de disturbio.
 - b. Recuperación del sustrato basáltico original.
 - c. Control de especies exóticas.
5. Este trabajo fue solo el inicio de una serie de investigaciones que se han llevado a cabo a lo largo de más de 10 años, permitiendo, a través del tiempo, observar los cambios ocurridos en la estructura de la comunidad vegetal y de las poblaciones de los animales importantes (en este caso el chapulín y el ratón piñonero), por lo que se plantea como recomendación final, dar continuidad y seguimiento a mediano y largo plazo para tener una mejor idea de cómo llevar a cabo una restauración exitosa y cumplir con los objetivos de ésta.

En nuestro país la destrucción, degradación y transformación de los ecosistemas es consecuencia del desarrollo urbano e industrial, de la tala ilegal, de los incendios forestales y del cambio de uso de suelo, por decir algunos factores, lo que causa un incremento en la deforestación, en el desequilibrio hidrológico, en la degradación de los suelos, en la pérdida de la biodiversidad y en la contaminación del aire y agua principalmente. Es por eso que la restauración ecológica es una estrategia que puede ayudar a revertir o mitigar el daño al ambiente. Atendiendo a lo anterior, es muy importante el desarrollo de estudios para conocer la composición, estructura y funcionamiento de los ecosistemas para así saber cómo mitigar o mejorar los ecosistemas y llevar a cabo una restauración exitosa.

LITERATURA CITADA

- Allen, P. S. S. E. Meyer y M. A. Khan. 2000. Hidrotermal time as a tool in comparative germination studies. Pp. 213-233, en: Black, M., K. J. Bradford y J. Vázquez-Ramos (eds.). *Seed biology: Advances and applications*. CABI Pub., Wallingford, Reino Unido.
- Álvarez S., F. J., J. Carabias L., J. Meave, P. Moreno-Casasola, D. Nava F., F. Rodríguez Z., C. Tovar G. y A. Valiente-Banuet. 1982. *Proyecto para la creación de una reserva en el pedregal de San Ángel*. Serie de cuadernos de Ecología No. 1. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Antonio-Garcés, J. I. 2008. Restauración ecológica de la Zona de Amortiguamiento 8 de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel, D.F. (México). Tesis profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México. 61 pp.
- Antonio-Garcés, J. I., M. Peña, Z. Cano-Santana. M. Villeda y A. Orozco-Segovia. 2009. Cambios en la estructura de la vegetación derivados de acciones de restauración ecológica en las Zonas de Amortiguamiento Biológicas y Vivero Alto. Pp. 465-481, en: Lot, A. y Z. Cano-Santana (eds.), *Biodiversidad del ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Barros, E., B. Pashanasi, R. Constantino y P. Lavelle. 2002. Effects of land-use system on the soil macrofauna in western Brazilian Amazonia. *Biology and Fertility of Soils* 35: 338-347.

- Bewley, J. C. y M. Back. 1994. *Seeds physiology of development and germination*. Plenum Press, Nueva York. 445 pp.
- Brooks, M. L., C. M. D'Antonio, D. M. Richardson, J. B. Grace, J. E. Keeley, J. M. Ditomaso, R. J. Hobbs, M. Pellant y D. Pyke. 2004. Effects of invasive alien plants on fire regimes. *BioScience* 54: 677-688.
- Camacho-Castillo, E. 1999. Demografía y movilidad de *Sphenarium purpurascens* (Orthoptera: Pygomorphidae) en la Reserva del Pedregal de San Ángel, D.F. (México). Tesis Profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México. 69 pp.
- Cano-Santana, Z. 1994. Flujo de energía a través de *Sphenarium purpurascens* (Orthoptera, Acrididae) productividad primaria neta aérea en una comunidad xerófila. Tesis doctoral. Centro de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Cano-Santana, Z. 1995. El tlalchapolín y las cadenas alimentarias. Pp. 70-71. En: Carrillo, C. (autor). *El pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Cano-Santana Z. y J. A. Meave. 1996. Sucesión primaria en derrames volcánicos: el caso del Xitle. *Ciencias* 41: 58-68.
- 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-Ballesté. 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.

- Cano-Santana, Z. y K. Oyama. 1992. Variation in leaf trichomes and nutrients of *Wigandia urens* (Hydrophyllaceae) and its applications for herbivory. *Oecologia* 92: 405-409.
- Cano-Santana, Z. y K. Oyama. 1994. Ámbito de hospederos de tres especies de insectos herbívoros de *Wigandia urens* (Hydrophyllaceae). *Southwestern Entomologist* 19: 167-172.
- Carrillo, C. 1995. *El Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México, México. 167 pp.
- Castellanos-Vargas, I. y Z. Cano-Santana. 2009. Historia natural y ecología de *Sphenarium purpurascens* (Orthoptera: Pygomorphidae). Pp. 337-346, en: Lot, A. y Z. Cano-Santana (comp.), *Biodiversidad del ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Castillo-Argüero, S., G. Montes-Cartas, M. A. 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 (D.F., México). *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 74: 51-75.
- Cavia, R., G. Cueto y O. Suárez. 2009. Changes in rodent communities according to the structure in an urban ecosystem. *Landscape and Urban Planning* 90: 11-19.
- Ceballos, G. y C. Galindo. 1984. *Mamíferos silvestres de la Cuenca de México*. Limusa-MAB, México. 299 pp.

- Ceballos, G. y G. Oliva. 2003. *Los mamíferos silvestres de México*. Comisión Nacional de la Biodiversidad (CONABIO) y Fondo de Cultura Económica, México. 236 pp.
- Cecaira-Ricoy, R. 2004. Fuerzas ascendentes y productividad secundaria en *Neoscona oaxacencis* (Araneae: Araneidae) en la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel, D.F. (México). Tesis profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Clewell, A. F. y R. Lea. 1990. Creation and restoration of forested wetland vegetation in the Southeastern United States. *Wetland creation and restoration: the status of the science*. Eds J.A. Kusler y M.E. Kentula. Pp. 195-231. Island Press. Washington, DC.
- Conconi, J. 1982. *Los insectos como fuente de proteínas en el futuro*. Limusa, México. 144 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. 63 pp.
- Chávez, J. C. 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.
- Chávez-Tovar, J. 2005. Ratón piñonero. Pp. 735-736, en: Ceballos, G. y G. Oliva (eds.), *Los mamíferos silvestres de México*. Fondo de Cultura Económica (FCE) y Comisión Nacional de la Biodiversidad (CONABIO), México.

- Connell, J. H. y R. O. Slatyer. 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *Am. Nat.* 111: 1119-1144.
- Connell, J. H. y M. J. Keough. 1985. Disturbance and patch dynamics of subtidal marine animals on hard substrates. Pp. 125-151, en Picket S. T. A. y White P. S. (eds.), *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press, Nueva York.
- Cruz-Reyes, A. y B. Camargo-Camargo. 2001. *Glosario de términos en parasitología y ciencias afines*. Plaza y Valdez, México. 163 pp.
- Cueva-Del Castillo, R. 1994. Protandria y conducta de apareamiento en *Sphenarium purpurascens*. Tesis profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México. 56 pp.
- D'Antonio, C. M., T. L. Dudley y M. C. Mack. 1999. Disturbance and biological invasions: direct effects and feedbacks. Pp. 413-452, en Walker, L. (ed.), *Ecosystems of disturbed ground*. Elsevier, Amsterdam.
- D'Antonio, C. y L. A. Meyerson. 2002. Exotic plant species as problems and solutions in ecological restoration: a Synthesis. *Restoration Ecology* 10: 703-713.
- Daehler, C. C., J. S. Denslow, S. Ansari y H.C. Kuo. 2004. A risk-assessment system for screening out invasive pest plants from Hawaii and Pacific islands. *Conservation Biology* 18(2): 360-368.
- Davison P. A. y C. M. Bray. 1991. Protein synthesis during osmopriming of leek seeds. *Annals of Botany* 63: 185-193.

- Dayton, P. K. 1971. Competition, disturbance and community organization: The provision and subsequent utilization of space in a rocky intertidal community. *Ecol. Manage.* 41: 351-389.
- Dayton, P. K. 1973. Dispersion, dispersal, and persistence of the annual intertidal alga *Postelsia palmaeformis* Ruprecht. *Ecology* 54: 433-38.
- Desai, B. B., P. M. Kotecha y D. K. Salunkhe. 1997. *Seeds handbook biology production, processing, and storage*. Marcel Dekker Inc., Nueva York. Pp. 627.
- Dickman, C. y C. Doncaster. 1987. The ecology of small mammals in urban habitats. I. Populations in a patchy environment. *Journal of Animal Ecology* 56: 629-640.
- Espinosa-García, F. y J. Sarukhán. 1997. *Manual de malezas del Valle de México*. Ediciones Científicas Universitarias. Universidad Nacional Autónoma de México y Fondo de Cultura Económica, México. 407 pp.
- Estañol-Tecuatl, F. 2014. Estructura de la comunidad vegetal en zonas perturbadas, conservadas y sujetas a restauración ecológica en la Reserva del Pedregal de San Ángel. Tesis profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México. 63 pp.
- Fenner, M. y K. Thompson. 2005. *The ecology of seeds*. Cambridge University Press, Cambridge. 250 pp.
- Figuroa-Castro, D. M. 2001. Efecto de la herbivoría floral sobre el éxito reproductivo de *Dahlia coccinea* (Asteraceae) en el Pedregal de San Ángel. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México., México. 95 pp.

- Galván R. V. 2005. Agavaceae. Pp. 1242-1250 en: Rzedowski, G. C. de, J Rzedowski y colaboradores. 2005. *Flora fanerogámica del Valle de México*. 2ª. ed., 1ª. reimp. Instituto de Ecología, A. C. y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Patzcuaro, Michoacan. Mexico. Pp. 1406
- García, E. 1988. *Modificaciones al sistema climático de Köppen*. Larios, México.
- 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, 71 pp.
- González-Medrano, F. 2003. *Las comunidades vegetales de México*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales e Instituto Nacional de Ecología, México. 77pp.
- González-Zertuche, L., A. Orozco-Segovia y C. Vázquez-Yanes. 2000. El ambiente de la semilla en el suelo: su efecto en la germinación y la sobrevivencia de la plántula. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 65: 73-81.
- González-Zertuche, L., C. Vázquez-Yanes, A. Gamboa, E. Sánchez-Coronado, P. Aguilera y A. Orozco-Segovia. 2001. Natural priming of *Wigandia urens* seeds during burial: effects on germination, growth and protein expression. *Seed Science Research* 11: 27-34.
- González-Zertuche, L., A. Orozco-Segovia y J. M. Bassin. 2002. Effect of priming on germination of *Buddleja cordata* ssp. *cordata* (Loganiaceae): seeds and possible ecological significance. *Seed Science and Technology* 30: 535-548.

- Gordon, D. R. 1998. Effects of invasive, non-indigenous plants species in ecosystem processes: lessons from Florida. *Ecological Applications* 8: 975-989.
- Granados, Y. 2008. Ecología de mamíferos silvestres y ferales de la Reserva Ecológica "El Pedregal": hacia una propuesta de manejo. Tesis de Maestría. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, México. 74 pp.
- Hall, E. Raymond. 1981. *The mammals of North America*. Wiley-Interscience, Nueva York. Pp. 286.
- Heydecker, W., R. L. Gulliver y J. Higgins. 1973. Accelerated germination by osmotic seed treatment. *Nature* 246: 42-44.
- Hobbs, R. J. y D. A. Norton. 1996. Towards a conceptual framework for restoration ecology. *Restoration Ecology* 4: 93-110.
- Horn, H. S. 1974. *The ecology of secondary succession*. Princeton University, Princeton, Nueva Jersey.
- Hortelano, M. 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.
- Jackson, L. L., N. Lopoukhine y D. Hillyard. 1995. Commentary ecological restoration: a definition and comments. *Restoration Ecology* 2: 71-75.
- Jansen, A. 1997. Terrestrial invertebrate community structure as an indicator of the success of a tropical rainforest restoration project. *Restoration Ecology* 5: 115-124.

- Jordan, W. R., III. 1988. Ecological restoration. Pp. 311-316, en: Wilson, E. O. y E. M. Peter (eds.), *Biodiversity*. National Academy Press, Washington, DC.
- Juárez-Orozco, S. M. 2005. Efectos del fuego y la herbivoría sobre la biomasa aérea del estrato herbáceo de la Reserva del Pedregal de San Ángel. Tesis profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México. 90 pp.
- Karr, J. R. y K. E. Freemark. 1984. Disturbance, perturbation, and vertebrates: An integrative perspective. Pp. 153-168, en: Pickett, S. T. A. y R. S. White (eds.), *Natural disturbance: an evolutionary perspective*. Academic Press, Nueva York.
- Keane, R. M. y C. J. Crawley. 2002. Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis. *Trends in Ecology and Evolution* 17: 164-170.
- King, J. R., A. N. Andersen y A. D. Cutter. 1998. Ants as bioindicators of habitat disturbance: validation of the functional group model for Australia's humid tropics. *Biodiversity and Conservation* 7: 1627-1638.
- Kremen, C., R. K. Colwell, T. L. Erwin, D. D. Murphy, R. F. Noss y M. A. Sanjayan. 1993. Terrestrial arthropod assemblages: their use in conservation planning. *Conservation Biology* 7: 796-808.
- Laska, G. 2001. The disturbance and vegetation dynamics: a review and an alternative framework. *Plant Ecology* 157: 77-99.
- Lerner de Sheinvar L.A. 2005. Cactaceae. Pp. 431-470. en: Rzedowski, G. C. de, J. Rzedowski y colaboradores. 2005. *Flora fanerogámica del Valle de México*. 2ª. ed., 1ª. reimp. Instituto de Ecología, A. C. y Comisión Nacional para el

- Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Patzcuaro, Michoacan. Mexico.
Pp. 1406
- Márquez, M. C. 1968. Contribución al estudio de los ortópteros de México. IV
Ortópteros del Pedregal de San Ángel, Villa Obregón, D.F. en *Instituto de
Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Ser. Zool.* 39:107-112.
- Marroquín J. S. 2005. Sapindaceae. en: Calderón de Rzedowski, G. y J
Rzedowski (eds.). 2001. *Flora fanerogámica del Valle de México*. Instituto de
Ecología, A. C. y CONABIO, México. 367 pp.
- Martínez-Jasso, C. 2002. Ecología e historia natural de *Neoscona oaxacencis*
(Araneae: Araneidae) en la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel,
México: selección de hábitat y análisis poblacional. Tesis profesional.
Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México,
México. 86 pp.
- Martínez-Mateos, E. 2001. Regeneración natural después de un disturbio por
fuego en dos microambientes de "El Pedregal de San Ángel". Tesis
profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de
México, México. 66 pp.
- Martínez-Orea, Y. 2001. Efecto del fuego sobre el banco de semillas de la
Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel. Tesis profesional. Facultad
de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México. 62 pp.
- Meave, J., J. Carabias, V. Arriaga y A. Valiente-Banuet. 1994. Observaciones
fenológicas en el Pedregal de San Ángel. Pp. 91-105, en: Rojo, A. (comp.),
*Reserva ecológica "El Pedregal" de San Ángel: ecología, historia natural y
manejo*. Universidad Nacional Autónoma de México, México.

- Méndez-Tolentino, D. R. 1992. Uso de sustancias y extractos vegetales como una alternativa de control del chapulín *Sphenarium purpurascens* Charpentier (Orthoptera: Acrididae) en maíz (*Zea mays* L.) en Huejotzingo, Puebla. Tesis Profesional. Depto. Parasitología Agrícola. Universidad Autónoma de Chapingo, Chapingo, Estado de México 52 pp.
- Méndez, D. R. y J. Montoya. 1993. "Los chapulineros": colecta, preparación y consumo del chapulín *Sphenarium purpurascens* Charpentier (Orthoptera: Acrididae). Pp. 38-39, en: Valenzuela, J. y L. Delgado (eds.). Resúmenes del XXIII Congreso Nacional de Entomología. Cholula, Puebla, México.
- Mendoza, C. y E. Tovar. 1996. Ecología de forrajeo de *Sphenarium purpurascens* Charpentier (Orthoptera: Acrididae) en la Reserva del Pedregal de San Ángel, México, D.F. Tesis profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México. 97 pp.
- Monney, H. A. y R. J. Hobbs. 2000. *Invasive species in a changing world*. Island Press, Whashington, D. C.
- Morin, P. J. 1999. *Community ecology*. Blackwell Science. Oxford. Pp. 357.
- Morris, C. (ed.). 1992. *Academic Press dictionary OS science and technology*. Academic Press, San Diego. 2432 pp.
- Nava-López, J. Jujnovsky, R. Salinas-Galicia, J. Álvarez-Sánchez y L. Almeida_Leñero. 2009. Servicios ecosistémicos. Pp. 51-60, en Lot, A. y Z. Cano-Santana (eds.), *Biodiversidad del ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México, México.

- Navarro-Nava, R. 1999. Distribución geográfica del chapulín *Sphenarium purpurascens* Charpenter (Orthoptera: Pygomophidae) en la región noreste del Estado de México. Tesis profesional. Facultad de Estudios Superiores Cuautitlán, Universidad Nacional Autónoma de México, Cuautitlán, Estado de México.
- Oyama, K., Cano-Santana Z. y S. Careaga. 1994. Estudios sobre la interacción herbívoro-planta en el Pedregal de San Ángel, México, D.F. Pp. 301-311, en: Rojo, A. (comp.). *Reserva ecológica "El Pedregal" de San Ángel: ecología, historia natural y manejo*. Universidad Nacional Autónoma de México. México.
- Peralta-Higuera A. y J. Prado-Molina. 2009. Los límites y la cartografía. Pp. 27-42, en: Lot, A. y Z. Cano-Santana (eds.). *Biodiversidad del ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Pianka, 1994. *Evolutionary ecology*. Harper Collins, Nueva York. 486 pp.
- Pickett, S. T. A. 1976. Succession: An evolutionary interpretation. *Am. Nat.* 110: 107-19.
- Pickett, S. T. A. y P. S. White. 1985, Patch Dynamics: a synthesis. Pp. 371-383, en: Pickett, S. T. A. y P. S. White (eds.). *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press, Nueva York.
- Pickett, S. T. A., M. L. Cadenasso y S. Bartha. 2001. Implications from the buell-small siceSSION study for vegetation restoration. *Applied Vegetation Science* 4: 41-52.

- Plata-Álvarez, M. A. 2002. Estudio ecofisiológico de la germinación de dos especies arbustivas del Pedregal de San Ángel. *Dodonaea viscosa* Jacq. (Sapindaceae) y *Senna multiglandulosa* Jacq. (Caesalpinaceae). Tesis de maestría. Universidad Nacional Autónoma de México, México. 71 pp.
- Pocock, M., J. Searle y P. White. 2004. Adaptations of animals to comensal habitats: population dynamics of house mice *Mus musculus domesticus* on farms. *Journal of Animal Ecology* 73: 878-888.
- Ramírez, G. 1997. Comportamiento estomático en *Senecio preacox* D. C. (Compositae) y *Dodonaea viscosa* Jacq. (Sapindaceae) de la Reserva del Pedregal de San Ángel. Tesis profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México. 64 pp.
- Richardson, D. M., P. Pysek, M. Rejmánek, M.G. Barbour, F.D. Panetta y C.J. West. 2000. Naturalization and invasion of plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions* 6: 93-107.
- Rivero Serrano O. 1983. Acuerdo mediante el cual se establece la Reserva Ecológica de Ciudad Universitaria. Publicado en Gaceta UAM (vol. 1 no. 59), el 3 de octubre de 1983. Pp1, 16-17.
- Rodríguez, J. P., D. L. Pearson y R. Barrera. 1998. A test for the adequacy of bioindicator taxa: are tiger beetles (Coleoptera: Cicindelidae) appropriate indicators for monitoring the degradation of tropical forest in Venezuela? *Biological Conservation* 83: 69-76.
- Rojo, A. (comp.). 1994. *Reserva Ecológica "El Pedregal" de San Ángel: Ecología, historia natural y manejo*. Universidad Nacional Autónoma de México, México. 410 pp.

- Rowse, H. R. 1996. Drum priming a non osmotic method of priming seeds. *Seed Science and Technology* 24: 281-294.
- Rzedowski J. 1954. Vegetación del Pedregal de San Ángel (Distrito Federal, México). *Anales Escuela Nacional Ciencias Biológicas, Instituto Politécnico Nacional, México* 8: 59-129.
- Rzedowski, G. C. de, J Rzedowski y colaboradores. 2005. *Flora fanerogámica del Valle de México*. 2ª. ed., 1ª. reimp. Instituto de Ecología, A. C. y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Patzcuaro, Michoacan. Mexico. Pp. 1406
- 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. 74 pp.
- Sánchez, J. A., R. Orta y B. C. Muñoz. 2001. Tratamientos pregerminativos de hidratación-deshidratación de las semillas y sus efectos en plantas de interés agrícola. *Agronomía Costarricense* 25: 67-93.
- Sánchez, S. 1980. *La flora del Valle de México*. Herrero, México. 519 pp.
- Saucedo-Morquecho, E. A. 2011. Regeneración de la comunidad vegetal y de dos poblaciones de artrópodos durante un proceso de restauración ecológica en e área de amortiguamiento 8 de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel, D.F. Tesis profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México. 95 pp.

- Scheinvar, L. 1982. La familia de las cactáceas en el Valle de México. Tesis doctoral. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México. 726 pp.
- Scheinvar, L. 1985. Cactaceae. Pp. 93-135, en Calderón de Rzedowski, G. y J. Rzedowski (eds.). 2001, *Flora fanerogámica del Valle de México*. Vol. II. Dicotyledoneae, Escuela Nacional de Ciencias Biológicas-Instituto Politécnico Nacional, México.
- Savill, P., J. Evans, D. Auclair y J. Falck. 1997. *Plantation silviculture in Europe*. Oxford University Press, Oxford. 94 pp.
- Segura, S. y J. Meave. 2001. Effect of the removal of the exotic *Eucalyptus resinifera* on the floristic composition of a protected xerophytic shrubland in Southern México City. Pp. 319-330, en: Brundu, G., J. Brock, I. Camarda, L. Child y M. Wade (eds.), *Plant invasions: species ecology and ecosystem management*. Backhuys Publishers, Leiden, Holanda.
- Serrano-Limón, G. y J. Ramos-Elorduy. 1989. Biología de *Sphenarium purpurascens* (Charpentier) y algunos aspectos de su comportamiento (Orthoptera: Acrididae). *Anales del Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Ser. Zool.* 59: 139-152.
- Servín, J., E. Chacón y R. Rodríguez-Mazzini. 1994. ¿Evidencia de la respuesta numérica en una población de *Peromyscus truei* a la abundancia de frutos de *Juniperus deppeana*? *Segundo Congreso Nacional de Mastozoología*. 16 al 19 de marzo. Guadalajara, Jalisco. Asociación Mexicana de Mastozoología, A. C.

SEDEMA-D.F. Secretaría del Medio Ambiente del Distrito Federal. 2013. Suelo de Conservación. En:

<<http://www.sedema.df.gob.mx/sedema/index.php/temas-ambientales/suelo-de-conservacion>>, consultada el 27 de septiembre de 2013.

SER, Society for Ecological Restoration International. 2004. *Principios de SER International sobre la restauración ecológica*. Grupo de trabajo sobre las ciencias políticas. En: <www.ser.org>, última fecha de consulta: 28 de febrero de 2016.

Siebe, C. 2000. Age and archaeological implications of Xitle volcano, southwestern Basin of Mexico-City. *Journal of Volcanology and Geothermal Research* **104**: 45-64.

Sorensen, P. D. 1969. Revision of the genus *Dahlia* (Compositae, Heliantheae-Coreopsidinae). *Rhodora* 71: 309-416.

Sousa, W. P. 1984. The role of disturbance in natural communities. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 15: 353-91.

UNAM, Universidad Nacional Autónoma de México. 2005. Acuerdo por el que se reazonifica, delimita e incrementa la zona de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel de Ciudad Universitaria. *Gaceta UNAM* 3813: 14-15, 23-23.

Valiente-Banuet, A. y E. De Luna. 1990. Una lista florística actualizada para la Reserva del Pedregal de San Ángel, México, D.F. *Acta Botanica de Mexicana* 9: 13-30.

- Valiente-Banuet, A., F. Vite y A. Zavala-Hurtado. 1991. Interaction between the cactus *Neobuxbaumia tetetzo* and the nurse shrub *Mimosa luisana*. *Journal of Vegetation Science* 2: 11-14.
- Vázquez-Yanes, C. y A. Batis. 1996. Adopción de árboles nativos valiosos para la restauración ecológica y la reforestación. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 58: 75-84.
- Vélez-Marín R. 2001. Dahlia. Pp. 872-874. en: Calderón de Rzedowski, G. y J Rzedowski (eds.). 2001. *Flora fanerogámica del Valle de México*. Instituto de Ecología, A.C. y CONABIO, México. 367 pp.
- Villaseñor, J. y F. Espinosa-García. 2004. The alien flowering plants of Mexico. *Diversity and Distributions* 10: 113-123.
- 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. 62 pp.
- Vitousek, P. M., C. M. D'Antonio, L. L. Loope, M. Rejmamek y R. Wetherbrooks. 1997. Introduced species: a significant component of human-caused global change. *New Zealand Journal of Ecology* 21(1): 1-16.
- White, P. S. 1979. Pattern, process, and natural disturbance in vegetation. *Bot. Rev.* 45: 229-299.
- Wilcove, D. S., D. Rothstein, J. Bubow, A. Phillips y E. Losos. 1998. Quantifying threats to imperiled species in the United States. *BioScience* 48(8): 607-615.

Zar, J. H. 1996. *Biostatistical analysis*. Prentice Hall, Englewood Cliffs, Nueva Jersey.

Zedler, J. B. y S. M. Kercher. 2004. Causes and consequences of invasive plants in wetlands: opportunities, opportunists, and outcomes. *Critical Review in Plant Sciences* 23:7-22.





Apéndice 1




Cantidad de material vegetal (m³) de seis especies de plantas exóticas y arvenses (*Eucalyptus camaldulensis*, *Pennisetum clandestinum*, *Jaltomata procumbens*, *Mirabilis jalapa*, *Phytolacca icossandra* y *Ricinus comunis*), basura inorgánica y tierra retirado durante las jornadas de limpieza

Material	Jornada			
	1 (m ³)	2 (m ³)	3 (m ³)	4 (m ³)
Basura inorgánica	0.8	1.5	0.8	0.2
Tierra	0.5	5.2	1.0	2.1
<i>Eucalyptus camaldulensis</i>	0.1	0.5	0.2	0.1
<i>Pennisetum clandestinum</i>	0.8	2.0	0	0.5
<i>Jaltomata procumbens</i>	0.5	0.3	0.1	0
<i>Mirabilis jalapa</i>	1.0	0.7	0.1	0
Otras especies	0.1	0.1	0.1	0.1
Total	3.8	10.3	2.3	3.0

Apéndice 2

Aspectos de trabajo en las jornadas de limpieza organizadas en el marco de esta tesis. Fotos: M. Peña, excepto si se señala lo contrario.

Jornada 8	
Antes	Después
	
Primera jornada después de las realizadas por Antonio-Garcés en 2005	Se retiró un manchón de vegetación dominado por <i>Mirabilis jalapa</i> y otras especies exóticas
	
Parche de vegetación dominado gran parte por <i>Pennisetum clandestinum</i>	3.8 m ³ de material retirado

Jornada 9	
Antes	Después
	
Zona trabajada en la jornada 8 cubierta principalmente por el pasto kikuyo.	Área libre de plantas exóticas, tierra y materia orgánica, Se muestra la roca basáltica expuesta
	
Alumnos y voluntarios que participaron en la jornada de limpieza 4 de noviembre de 2006	10.3 m ³ de material retirado

Jornada 10	
Antes	Después
	
Extracción de pasto y otras plantas exóticas.	60 m ² aprox. de superficie limpiada.
	
Limpieza de la roca basáltica, extracción de tierra, materia orgánica e inorgánica	2.3 m ³ de materia orgánica e inorgánica.

Jornada 11	
Antes	Después
	
<p>Extracción de pasto “kikuyo” principalmente y tierra.</p>	<p>Superficie total de roca basáltica expuesta: aproximadamente 70 m².</p>
	
<p>Después de la extracción de pasto, se profundizó en la extracción de tierra, para dejar lo más limpia y expuesta la roca basáltica</p>	<p>3.0 m³ de material retirado, principalmente de tierra y pasto.</p>

Apéndice 3

Número de ratones capturados y recapturados cada noche de colecta durante el muestreo en el sitio A8 sujeto a restauración (A8), y en la zona conservada de referencia (ZN) de la REPSA. Entre paréntesis se señala el número de individuos recapturados.

Fecha	Zona A8						ZN		
	<i>P. gratus</i>			<i>M. musculus</i>			<i>P. gratus</i>		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3
oct-06	0	1(0)	1(0)	3	5(3)	3(4)	n.d	n.d	n.d.
feb-07	1	0	3(1)	2	1(0)	3(1)	7	10(2)	2(6)
abr-07	3	2(1)	0(1)	5	8(3)	3(5)	6	8(3)	1(5)
jun-07	1	0	2(1)	2	3(1)	3(2)	3	7(0)	2(3)
ago-07	0	1(0)	1(0)	1	2(1)	2(2)	3	1(1)	5(2)

Apéndice 4

En el muestreo de junio de 2007 de ratones se capturó una cría de tlacuache (*Didelphis virginianus*) en una de las trampas tipo Sherman en la zona de amortiguamiento A8.

