



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA
DE MÉXICO**

FACULTAD DE CIENCIAS

**ESTRUCTURA DE LA COMUNIDAD VEGETAL EN
ZONAS PERTURBADAS, CONSERVADAS Y
SUJETAS A RESTAURACIÓN ECOLÓGICA EN LA
RESERVA DEL PEDREGAL DE SAN ÁNGEL**

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

B I Ó L O G O

P R E S E N T A:

FERNANDO ESTAÑOL TECUATL



**DIRECTOR DE TESIS:
DR. ZENÓN CANO SANTANA
2014**



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

Hoja de Datos del Jurado

1. Datos del alumno
Estañol Tecuatl
Fernando
55104811
Universidad Nacional Autónoma de México
Facultad de Ciencias
Biología
306067310
2. Datos del Tutor
Dr.
Zenón
Cano
Santana
3. Datos del sinodal 1
Dr.
Roberto
Lindig
Cisneros
4. Datos del sinodal 2
Dra.
Silvia
Castillo
Argüero
5. Datos del sinodal 3
Dr.
Carlos
Martorell
Delgado
6. Datos del sinodal 4
Alma Delfina Lucía
Orozco
Segovia
7. Datos del trabajo escrito
Estructura de la comunidad vegetal en zonas perturbadas, conservadas y sujetas a restauración ecológica en la Reserva del Pedregal de San Ángel
63 pp.
2014

A mi abuelita Luci Quechol,
cuyo amor inmenso siempre formará parte de mí

“La producción capitalista, en consecuencia, sólo desarrolla la técnica y el grado de combinación del proceso social de producción socavando simultáneamente las fuentes originales de toda riqueza: el suelo y el trabajador”

Karl Marx

Índice

I. AGRADECIMIENTOS	1
II. RESUMEN	5
1. INTRODUCCIÓN	
1.1 Disturbios antropogénicos y restauración ecológica	7
1.2 Objetivos y evaluación del éxito de los proyectos de restauración	9
1.3 Plantas invasoras y plantas ruderales en la restauración	11
1.4 La Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel y sus fuentes de disturbio	14
1.5 Antecedentes de restauración en la REPSA	16
1.5.1 Zonas bajo restauración	16
1.5.2 Evaluación del éxito de la restauración en A8 y A11	19
1.6 Justificación	20
2. OBJETIVOS E HIPÓTESIS	22
3. MÉTODOS	
3.1 Sitio de estudio	23
3.2 Selección de parcelas	23
3.3 Estructura de la comunidad vegetal	24
3.4 Análisis de datos	25
4. RESULTADOS	27
5. DISCUSIÓN	
5.1 El ecosistema de referencia	35
5.2 Las zonas perturbadas	36
5.3 El éxito de las acciones de restauración	37
6. CONCLUSIONES	47
7. RECOMENDACIONES PARA LA RESTAURACIÓN	48
LITERATURA CITADA	49
APÉNDICE	60

AGRADECIMIENTOS

Al pueblo trabajador de México, sostén y legítimo acreedor de los frutos de la UNAM. El compromiso militante de sus hijas e hijos estudiantes debe contribuir a forjar el camino de su emancipación. También agradezco especialmente a quienes, con todos sus aciertos y errores, han luchado por el carácter público, gratuito, científico y popular de esta universidad.

A mis padres Fer y Liz por su apoyo y enorme paciencia, directamente proporcionales a su cariño.

A mis abuelos Fer y Lucina por su cariño incondicional y a mi bisabuela Mari, por su legado vivo, tan duradero como solo ella (ojalá yo herede su longevidad).

A mi simbiote mutualista ultra específica, mi amada Yeimi, mujer biófila y maravillosa con quien estoy feliz de trazar camino, aprender y disfrutar la vida.

A mi carnal Emir, por nuestra inmensa confianza y por ayudarme en muchos momentos clave (incluido un muestreo). También a mis carnalazos Pako, Omar, Ángel y Marco, por tantos momentos gratos que sin duda me han animado a seguir adelante ¡Legión somos, Legión siempre!

A mis "CCH-rísimos" Mario, Diana, Arturo, Antonio, Víctor y Paulina, por la perdurable amistad que forma parte indispensable de mis alegrías.

A mi carnal Rayo, amigo del alma, gran colega (y a veces también mi corruptor, en el sentido divertido del término), por todos los caminos que hemos recorrido y por avivar el filo gracioso de la vida. También a mi queridísimo valedor Roberto, donde quiera que esté (filosofando).

A Tania Oseguera, por su amistad tan peculiar que no dejaré de valorar.

A Pilar, por el apoyo sincero (en buena medida por aguantarme).

A mis camaradas de lucha, entre quienes figuran valiosas amistades, por haber compartido o seguir compartiendo conmigo, a pesar de los cambios y desencuentros, el compromiso con la humanidad y la pasión por disputar y construir el futuro. Con especial aprecio y cariño a Baut, Max, Wichote, Samuel, Gaby, Héctor y Tania Valadez, Marian, Luis Emilio, Ximena, Lund, Teddy, Aurora, Pancho, Iván, Jerónimo, Emanuel, Ameyali, Aimé, Melisa y Naomitzin. También a Nan, por las perspectivas y las sílabas combativas.

A Giselle, por dar lata y alegrarme la vida.

A Alejandro Cristin Ponciano cuyas clases de biología en la secundaria reafirmaron mi gusto por la ciencia y por el universo de lo vivo.

A Salvador Morales Verdeja, cuyas enseñanzas teóricas y prácticas de biología en el CCH fueron decisivas para elegir esta carrera.

A mis colegas de biología, por todas las experiencias, enseñanzas, colaboraciones, aprendizajes, retroalimentaciones y momentos divertidos. Con especial aprecio a Beto, Emiliano, Quique, Aarón, Ulises, Cristina, Mayra, Uva, Brenda, Tania Escárcega, Sonia, Ixchelito, Oli, Dany (gracias por echarme porras, el aprecio es mutuo), Coraltzin (“quizás, quizás, quizás”), Paty Santillán, Gaby (ya estudiaremos algo juntos), Angy, Martha, Isaí, Carmen Tagle, Tania Lara, Diana, Karen micófila, Christiane, Ariana, Lety, Xóchilt, Gaby Ale (muy buena vibra), Eli Montoya, Paty Torres, Leilani, Juan Carlos, Marina, Aztrid, María Vergara, Memo (sigamos con el puño en alto), Alethia (mucho por forjar), Xime, Rosa, Caro, Julio Muñoz, Lev, Ale Valero, Enrique Jardón y Marcelo caifán.

A Ericaceae, por las buenas andanzas, por su bondad y por ese vínculo especial y siempre vivo.

Al Taller de Ecología Terrestre y Manejo de Recursos Bióticos y al Grupo de Interacciones y Procesos Ecológicos por el rico ambiente formativo que me han brindado para la elaboración de esta tesis, así como para mi formación como biólogo y como humano.

A mi asesor Zenón Cano Santana, por la amistad, las enseñanzas y múltiples oportunidades que me ha brindado en mi formación.

A Iván Castellanos Vargas por el apoyo técnico para este proyecto, así como por sus consejos oportunos.

A Yuriana Martínez Orea por la identificación de las plantas para esta tesis, por la retroalimentación intelectual y por su invaluable amistad que muchos momentos agradables me ha dado.

A Alma Delfina Lucía Orozco Segovia, por el ofrecimiento solidario de la beca y el interés en este proyecto en pro del pedregal.

A Silvia Castillo Argüero, por su interés en revisar esta tesis, por sus enseñanzas y por su bondad.

A Carlos Martorell Delgado por sus anotaciones al manuscrito y por las clases de Ecología que mucho contribuyeron a acercarme a este campo.

A Roberto Lindig Cisneros por los comentarios de colega.

A Antonio Lot y Pedro Camarena por las facilidades y por su compromiso con el pedregal.

A los proyectos PAPIIT IN222006 “Evaluación del estado de conservación y restauración ecológica de la Reserva del Pedregal de San Ángel”, PAPIME PE204809 “Regeneración de ecosistemas de áreas verdes de vegetación natural de Ciudad Universitaria y su Reserva Ecológica sujetas a Restauración” y PAPIIT IN201912 “Respuesta germinativa de especies de ecosistemas contrastantes al acondicionamiento hídrico y al acondicionamiento natural” por el financiamiento y las becas en torno a las acciones de restauración en la REPSA y a las tesis al respecto, incluyendo ésta.

A Jonathan Antonio Garcés, Georgina González Rebeles, Rodrigo Muñoz Saavedra, Miriam San José Alcalde, Erandi Amaranta Saucedo Morquecho, María Ayala López de Lara, Estefanía Valdez del Ángel, Mauricio Villeda Hernández y Maritza Tonatzin Peña Mendoza por sus contribuciones a la restauración del pedregal.

A todos los voluntarios (y no tan voluntarios) que han formado parte de las jornadas de restauración.

A Luis Alberto, Daniel Torres, Roxana, Alfonsina y Daniel *lacaniano* por el apoyo en campo y por su amistad.

A todos los profesores que han contribuido a mi formación en ecología, como área y como perspectiva del mundo. Nombro a quienes no han sido mencionados: Concepción Martínez Peralta, Gabriela Santibáñez Andrade, Gustavo Pérez Ortiz, Hibraim Pérez Mendoza, Irene Pisanty Baruch, Irene Sánchez Gallén, Israel Gustavo Carrillo Ángeles, Jordan Golubov Figueroa, Jorge Arturo Meave del Castillo, María del Carmen Mandujano Sánchez, María Teresa Valverde Valdés, Mónica Elisa Queijeiro Bolaños, Roberto Márquez Huitzil y Víctor López Gómez

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 de licenciatura. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México. 63 pp.

RESUMEN

La Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel (REPSA), creada en 1983, alberga uno de los últimos remanentes del ecosistema desarrollado a partir de la erupción del volcán Xitle y que se ha perdido en aproximadamente un 70 % debido a los disturbios asociados a la urbanización. Desde su creación, el matorral de *Pittocaulon* (= *Senecio*) *praecox* que ésta alberga ha sido afectado por el recubrimiento de sustrato basáltico por materiales diversos, la introducción de especies invasoras y la extracción de cantera. Con el fin de recuperar dicho matorral, desde 2005 se han llevado a cabo acciones de restauración, principalmente la recuperación por adición o desenterramiento de roca basáltica, de tres sitios de la REPSA: el Área de Amortiguamiento 8 (A8), el Área de Amortiguamiento 11 (A11) y el extremo poniente de la Zona Núcleo Sur Oriente (SO).

Hasta ahora, no se tenía un panorama global de los efectos de las acciones de restauración sobre la estructura de la comunidad vegetal de la REPSA, por lo que el objetivo de este estudio fue comparar la estructura de la comunidad vegetal de zonas perturbadas, zonas conservadas y zonas sujetas a distintas acciones de restauración, con el fin de evaluar la efectividad de dichas prácticas así como el grado de avance del proceso de restauración en cada una de las zonas donde se han llevado a cabo. Para ello, en octubre de 2011 se analizó con líneas de Canfield la estructura de la comunidad vegetal de cuatro zonas perturbadas (dos canteras abandonadas y dos tiraderos de cascajo), cinco zonas conservadas y las tres zonas sujetas a acciones de restauración (A8, A11 y SO).

Las zonas conservadas tuvieron como especies importantes más características a *Buddleja cordata*, *Dahlia coccinea*, *Muhlenbergia robusta* y *Pittocaulon praecox*, y mostraron una mayor diversidad, así como mayor riqueza y cobertura de plantas nativas no ruderales con respecto a las zonas perturbadas, las cuales se caracterizaron por una

baja diversidad asociada principalmente a la dominancia de plantas invasoras, sobre todo *Pennisetum clandestinum*.

Las zonas sujetas a restauración mostraron características intermedias en cuanto a diversidad, riqueza total, riqueza de plantas nativas no ruderales, cobertura relativa de plantas nativas no ruderales, riqueza de plantas invasoras y cobertura relativa de plantas invasoras, así como una mayor cobertura relativa de plantas nativas ruderales y mayor riqueza de plantas invasoras. Las especies dominantes más características fueron *Buddleja cordata*, *Pennisetum clandestinum* y *Ricinus communis*. Estos datos, apoyados en investigaciones anteriores muestran que las zonas sujetas a restauración presentan trayectorias divergentes entre sí tendientes en distintas medidas a alejarse del estado perturbado y parecerse al de las zonas conservadas de referencia, siendo la restauración de A8 la menos exitosa, SO momentáneamente más cercano a las zonas conservadas y A11 un matorral de *Buddleja cordata*. Por lo anterior se concluye que la recuperación en las zonas sujetas a acciones de restauración es incompleta.

De la comparación de las historias particulares de restauración ecológica en A8, A11 y SO, así como de la determinación de que las zonas perturbadas por pérdida de sustrato basáltico son estados estables altamente resilientes a las acciones de restauración, se concluye que La principal barrera a la recuperación de estos sitios es la permanencia de materiales ajenos al ecosistema que cubren el sustrato basáltico, favoreciendo especies invasoras, en particular *Pennisetum clandestinum*, y que tanto la adición de roca basáltica como la remoción del material no consolidado, principales tratamientos utilizados, no se han aplicado con suficiente rigor o con la suficiente intensidad, siendo preferible la remoción del material no consolidado.

1. INTRODUCCIÓN

1.1 Disturbios antropogénicos y restauración ecológica

Un ecosistema se encuentra perturbado cuando ha sido sometido a disturbios más graves o agudos que los eventos estresantes normales (SER, 2004). Los disturbios son eventos súbitos, discretos, de origen natural o antrópico, que afectan la disponibilidad de recursos y las condiciones físicas provocando cambios abruptos en la composición, estructura y función de los ecosistemas (White, 1979; Resh *et al.*, 1988; Turner, 2003). Pueden ser fenómenos físicos (como huracanes, terremotos, inundaciones, sequías y erupciones volcánicas), biológicos (como la invasión de especies exóticas), o bien actividades humanas (agricultura, urbanización, minería, etc.), que a su vez pueden favorecer los demás tipos de disturbio (Carabias *et al.*, 2009) u otros como los incendios. Los modifican la heterogeneidad espacial y temporal de las comunidades naturales (Sousa, 1984), lo que puede incrementar las oportunidades para el establecimiento de nuevos organismos en la comunidad; inclusive especies invasoras (Richardson y Bond, 1991; Hobbs y Huenneke, 1992; D'Antonio y Meyerson, 2002). En general, los disturbios antrópicos asociados a la urbanización, la fragmentación de los ecosistemas y la sobreexplotación de los recursos naturales producen cambios en la biodiversidad que impactan negativamente los servicios ecosistémicos (Bullock *et al.*, 2011).

La restauración ecológica es el conjunto de actividades deliberadas que inician o aceleran la recuperación (con respecto a salud, integridad y sostenibilidad) de un ecosistema que ha sido degradado, dañado o destruido (SER, 2004). Dicha práctica está recibiendo una gran atención debido a que ofrece la posibilidad de recuperar mucho del daño ambiental infligido por el mal uso o el mal manejo de los recursos naturales de la Tierra (Palmer *et al.*, 2006). La sucesión ecológica es un concepto central en la restauración en tanto que, teóricamente, se pretende lograr la convergencia de la trayectoria histórica de los ecosistemas sujetos a restauración con la de aquellos ecosistemas con características deseables (Bradshaw, 1992; SER, 2004; Suding, 2011), y ha sido descrita esencialmente en función de las plantas ya que éstas proveen el punto de

partida de las cadenas alimentarias y determinan gran parte de las características ambientales físicas donde viven otros organismos (Begon *et al.*, 2006). En su sentido más ortodoxo, la restauración ecológica pretende guiar a los ecosistemas hacia un condición similar a la del pasado pre-disturbio (Suding, 2011). La restauración más simple involucra la eliminación de las fuentes de disturbio, permitiendo a los ecosistemas recuperarse por vías naturales, sin embargo, en función de la magnitud de éste, a menudo se requieren múltiples intervenciones sobre los componentes bióticos y abióticos con el fin de recuperar el rango histórico de composición, estructura y dinámica (Primack y Massardo, 2001; SER, 2004; Palmer, *et al.*, 2006). Para lograrlo, se ha discutido que el proceso de restauración debe contemplar los siguientes aspectos (Primack y Massardo, 2001; Zamora, 2002):

- (a) Diagnóstico de la situación actual del ecosistema degradado e identificación de las causas y procesos responsables de su degradación.
- (b) Definición del estado ecológico hacia el que se pretende dirigirlo, para lo cual es necesario contar con una referencia de la condición histórica que se desea restituir. Dicha referencia puede consistir en descripciones del estado del ecosistema antes ser perturbado, o bien, en la descripción de un ecosistema cuyas condiciones se supone son similares a las que históricamente se encontraban en el ecosistema a restaurar (SER, 2004).
- (c) Formulación de los objetivos y planificación de las acciones y métodos que favorezcan la recuperación.
- (d) Seguimiento a través de un programa de manejo con el que se compruebe el éxito en el cumplimiento de los objetivos y, de ser necesario, continuar o ajustar las acciones de restauración.
- (e) Monitoreo a largo plazo, para comprobar el buen estado del ecosistema luego de concluir con las acciones de restauración.

La restauración ecológica sobrepone o complementa su campo práctico y teórico con actividades que buscan evitar y mitigar la degradación de los ecosistemas, tales como la conservación biológica, el manejo de ecosistemas, la rehabilitación, la reclamación, la

recreación y la reforestación, formando un marco práctico y teórico común que podemos nombrar como “ecología de intervención”, y que tiene el objetivo de dirigir los ecosistemas hacia un estado deseable o mantenerlos en éste, de tal forma que se asegure la conservación de la biodiversidad y la disponibilidad de servicios ecosistémicos (Hobbs y Cramer, 2008; Daily *et al.*, 2009; Hobbs *et al.*, 2010; Hobbs *et al.*, 2011).

1.2 Objetivos y evaluación del éxito de los proyectos de restauración

La visión ortodoxa de la restauración concibe erróneamente a los ecosistemas como conjuntos estáticos, por lo que se ha propuesto, más que la restitución de sus atributos presentes en un momento particular previo al disturbio, la recuperación de su trayectoria histórica, es decir, de su proceso natural de sucesión ecológica (SER, 2004; Primack, 2006). Más aún, se reconoce que factores como el cambio global y los legados históricos de los disturbios (por ejemplo, las extinciones de especies y los cambios en la hidrología) pueden limitar e incluso imposibilitar la recuperación de las trayectorias históricas, las cuales de por sí son difíciles de conocerse y predecirse (Jackson y Hobbs, 2009). Tomando en cuenta esto, la restauración encara el reto de predecir, manejar e incluso diseñar ecosistemas emergentes, es decir, nuevas configuraciones ecológicas no históricas debidas al cambio en la distribución de las especies y a la alteración ambiental a través del cambio climático global y el cambio de uso de suelo (Hobbs *et al.*, 2009; Suding, 2011). De esto se desprende la necesidad de intervenir los ecosistemas desde una perspectiva de manejo prospectivo; por lo que el término restauración, tomado de forma literal, ofrece una falsa promesa (Hobbs *et al.*, 2011).

Una meta más realista es la de dirigir los ecosistemas hacia estados ecológicos dentro de límites deseables que pueden o no corresponder con los del pasado (Palmer *et al.*, 2006; Jackson y Hobbs, 2009), a partir de lo cual los objetivos de la restauración se han enfocado en guiar la recuperación de los ecosistemas, compensar la pérdida de hábitat, afianzar la disponibilidad de servicios ecosistémicos y asegurar la resiliencia respecto a eventos futuros (Suding, 2011).

En la actualidad no hay certeza sobre qué tan efectivos son los programas de restauración debido en parte a la ambigüedad con que se definen sus objetivos y a la falta de rigor con que se evalúa empíricamente su éxito (Ruiz-Jaen y Aide 2005b; Suding, 2011; Wortley *et al.*, 2013). Con la intención de establecer un marco de referencia en este campo, la Sociedad Internacional para la Restauración Ecológica (SER, 2004) proporciona una lista de atributos de los ecosistemas restaurados, tales como diversidad y estructura de la comunidad similares a las del ecosistemas de referencia, presencia de especies nativas, presencia de grupos funcionales para el desarrollo y estabilidad, capacidad del ambiente físico para sostener poblaciones reproductivas e integración con el paisaje. Dichos atributos cubren tres resultados ecológicos generales: estructura de la vegetación, diversidad y abundancia de las especies y procesos ecológicos (Ruiz-Jaen y Aide, 2005a). Las medidas de atributos estructurales de la vegetación, tanto del crecimiento de los individuos como de la diversidad y abundancia del conjunto de la comunidad vegetal (considerando tanto grupos taxonómicos como grupos funcionales), son ampliamente utilizadas para evaluar el éxito de los proyectos de restauración ya que, además de dar cuenta del estado de un componente fundamental de los ecosistemas terrestres, son útiles para describir el proceso de sucesión (Ruiz-Jaen y Aide, 2005b, Suding, 2011).

A pesar de este marco conceptual, los proyectos a menudo carecen de una determinación clara de los criterios ecológicos del éxito, siendo común que no se tengan ecosistemas de referencia, o bien, que sólo se utilicen sitios perturbados como referencia de la condición negativa que se pretende cambiar (Ruiz-Jaen y Aide, 2005; Wortley *et al.*, 2013). Por el contrario, un criterio integral del éxito de la restauración debe estar basado en la comparación de los sitios sujetos a restauración con varias zonas de referencia, tanto de las condiciones deseadas como de las no deseadas (SER, 2004; Ruiz-Jaen y Aide, 2005b; Suding, 2011). A este problema se añade la falta de mediciones cuantitativas de los resultados de las acciones de restauración (Suding, 2011), la cual impide abortar la evaluación del éxito de los proyectos de restauración con un criterio objetivo.

A fin de poder analizar el efecto de las acciones de restauración con el mayor rigor estadístico, es importante disponer de información cuantitativa tanto de las condiciones

de referencia como de las condiciones del ecosistema bajo restauración, además de que ésta corresponda a mediciones de su dinámica, es decir no sólo a estados momentáneos sino a tendencias en el tiempo (Block *et al.*, 2001). Las ordenaciones de medidas de estructura de la vegetación pueden ser útiles para determinar la trayectoria sucesional en la restauración ecológica, sobre todo cuando se comparan múltiples zonas conservadas y degradadas (Ruiz-Jaen y Aide, 2005b; Suding, 2011).

1.3 Plantas invasoras y plantas ruderales en la restauración

Las especies invasoras son consideradas como la segunda causa de extinción de especies nativas en el mundo y una de las causas más serias de degradación de hábitats a nivel global (Keane y Crawley, 2002; Vitousek *et al.*, 1997).

La presencia de plantas invasoras en un sitio a menudo es parte de la condición que lleva a la evaluación de que la restauración es necesaria (D'Antonio y Meyerson, 2002). Su control se ha convertido en una de las tareas más urgentes dentro de los esfuerzos de restauración (Hobbs y Huenneke 1992). Aunque, en ocasiones, ciertas especies exóticas son útiles en la restauración de ciertas funciones ecológicas en ausencia de especies nativas (D'Antonio y Meyerson, 2002), su presencia a menudo representa una barrera insuperable para la completa recuperación de los ecosistemas (Norton, 2009).

A pesar del entendimiento diversos aspectos ecológicos de la introducción de plantas fuera de su área de distribución original, así como del reconocimiento general de la importancia de estas plantas exóticas para el manejo de ecosistemas, todavía no existe una estandarización universalmente aceptada de los conceptos empleados para caracterizar a las plantas en distintas etapas del proceso de invasión. Los términos empleados en la ecología de invasiones biológicas sirven para proponer esquemas que conceptualizan una secuencia de eventos que van desde la introducción de especies en una nueva región hasta su dispersión y dominancia más allá del sitio de introducción (Richardson *et al.*, 2000; Coaluti y Maclsaac, 2004). Richardson *et al.* (2000) propone, para tres términos ampliamente difundidos en la literatura sobre invasiones, la siguiente

estandarización de significados con base en la superación de barreras a la dispersión y a la reproducción:

(a) Plantas introducidas- Aquellas plantas o propágulos que han superado, por acción humana, una barrera geográfica mayor.

(b) Plantas casuales- Aquellas introducidas que fracasan en mantener sus poblaciones por largos períodos de tiempo aun cuando llegan a reproducirse sexual o asexualmente.

(c) Plantas naturalizadas- Aquellas plantas introducidas que logran sostener sus poblaciones.

(d) Plantas invasoras- Aquellas plantas naturalizadas que logran superar barreras a la dispersión dentro de la nueva región y puedan hacer frente tanto al medio ambiente abiótico como a la biota del área.

Mucha de la confusión relacionada con estos términos radica en el hecho de que evocan significados antropocéntricos que a menudo se expresan en connotaciones de impacto ecológico o económico; en particular, el término “naturalización” se asocia a un “proceso mediante el cual se hace actuar a una especie exótica como nativa”, en tanto que “invasión” a menudo es equiparado con “agresión” o “embate” (Richardson *et al.*, 2000). Por ejemplo, Cronk y Fuller (1995) conciben a las plantas naturalizadas como aquellas plantas exóticas que se integran a la comunidad vegetal local sin ser una amenaza para el ecosistema, en tanto que las invasoras son aquellas que tienen capacidad para dispersarse agresivamente, produciendo cambios rápidos, a menudo irreversibles, en el paisaje. En el mismo sentido, Segura-Burciaga (2005) considera que las plantas naturalizadas se distinguen por integrarse a la comunidad sin provocar cambios notables en el funcionamiento del ecosistema, y se convierten en invasoras cuando llegan a desplazar competitivamente a algunas especies nativas, pudiendo convertirse en dominantes en la comunidad y con ello alterar las propiedades emergentes del ecosistema. *A priori*, la mención de la dominancia local o del grado de dispersión a nivel regional de las plantas exóticas no denota efectos sobre los ecosistemas, por lo que el uso de los términos anteriores debe referir únicamente al estatus biogeográfico y demográfico de estas especies sin hacer connotación de su impacto (Richardson *et al.*, 2000; Coaluti y

MacIsaac, 2004), haciéndose por separado la determinación de este último. Por ejemplo, Lonsdale (1999) hace distinción entre plantas introducidas con o sin comportamiento de malezas.

Las plantas ruderales son, en sentido general, plantas cuyos patrones de historia de vida maximizan su adecuación en ambientes sujetos a disturbio (Grime, 1977; Begon *et al.*, 2005). Al considerar el disturbio como generador de las condiciones que favorecen la presencia en ambientes perturbados, el término “ruderal” es útil para referirse a algunas categorías de especies vegetales asociados a éstos, algunas de la cuales tienen definiciones que se traslapan por su ambigüedad o por su ecología subyacente. En este estudio, el término “ruderal” abarcará las siguientes categorías:

(a) Plantas pioneras o colonizadoras- Aquellas plantas propias de los estadios sucesionales tempranos (Pianka, 1994; Rejmánek, 2000).

(b) Plantas oportunistas- Plantas que arriban a sitios disponibles para la colonización (Morris, 1992).

(c) Plantas arvenses- Plantas silvestres que se establecen campos agrícolas y sitios aledaños a los caminos (Espinosa-García y Sarukhán, 1997). Estas plantas pueden dominar en algunos sitios que fueron sujetos a disturbio antropogénico, ocurriendo un bajo establecimiento de especies sucesionalmente tardías (Kleijn, 2003; Li *et al.*, 2008).

(d) Malezas- Aquellas especies tanto nativas como exóticas, que presentan tasas elevadas de crecimiento, mecanismos eficientes de dispersión y una gran tolerancia a una gran variedad de condiciones ambientales, de modo que son capaces de producir cambios significativos en la estructura, composición y los procesos del ecosistema (Castillo-Argüero *et al.*, 2009). Cabe destacar que este es un término antropocéntrico que denota que las plantas en cuestión crecen donde el humano no quiere que crezcan debido a que se les considera nocivas para el ecosistema en que se establecen (Espinosa García y Sarukhán, 1997; Rejmanek, 2000).

La presencia de este grupo de plantas es un importante factor a tener en cuenta en la restauración debido a que sus interacciones con el resto de la comunidad vegetal pueden condicionar el curso de la sucesión en los ambientes degradados, pudiendo ser

necesario su control para abatir sus efectos competitivos y asegurar que los ecosistemas recuperen atributos característicos de etapas tardías de sucesión (especialmente cuando se trata de hierbas), aunque también pueden ser aprovechadas como remanentes de la comunidad vegetal preexistente que facilitan el establecimiento de especies sucesionalmente tardías (Primack *et al.* 2001; SER, 2004; Gómez-Aparicio, 2009).

1.4 La Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel y sus fuentes de disturbio

El Pedregal de San Ángel se originó por la erupción del Xitle y conos adyacentes hace aproximadamente 1670 años (Siebe, 2000). El derrame y el ecosistema al que dio lugar por sucesión primaria abarcaban un área de 80 km² (Cano-Santana y Meave, 1996).

La creciente presión de la mancha urbana, sobre todo desde la segunda mitad del siglo XX, han reducido en más de 70% la cobertura del ecosistema original, cuyos últimos remanentes importantes se localizan hoy en día en el Predio “Los Encinos” (parte del cual es resguardado en el área natural protegida del mismo nombre), el Parque Ecológico Ciudad de México, Fuentes Brotantes, Parque Ecoguardas, el Parque Arqueoecológico Cuicuilco y la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel (REPSA) de Ciudad Universitaria, a los que se añaden algunos remanentes menores en el parque Huayamilpas, el museo Anahuacalli de Diego Rivera, el cerro de Zacatépetl y pequeñas áreas verdes en las delegaciones Álvaro Obregón, Coyoacán y Tlalpan (Cano-Santana *et al.*, 2006; Lot y Camarena, 2009; Peralta y Prado, 2009).

La REPSA fue creada en 1983 con la intención de preservar lo último que queda del ecosistema al que Rzedowski (1954) nombró *Senecioetum praecosis*, una forma de matorral xerófilo en que domina *Pittocaulon* (= *Senecio*) *praecox* (Cav.) Rob. & Brettell (Cano-Santana *et al.*, 2006). Esta provee de valiosos servicios ambientales a la ciudad, tales como la captura del agua para el manto freático, el amortiguamiento del ruido, la limpieza del aire y espacio para esparcimiento e investigación (Nava-López *et al.*, 2009).

Actualmente tiene una extensión de 237.3 ha distribuidas en tres áreas de protección estricta (conocidas como zonas núcleo) y 13 áreas de uso restringido para protección ambiental (llamadas zonas de amortiguamiento) (Peralta y Prado, 2009).

Desde antes de establecerse como reserva ecológica, los terrenos de la REPSA han estado sujetos a disturbios de diversa índole, tales como la acumulación de desechos orgánicos e inorgánicos, la construcción de caminos e infraestructura, la extracción de roca basáltica, la presencia sistemática de personas, los incendios, la introducción de fauna y flora exóticas, y la extracción de fauna y flora nativas (Cano-Santana y Meave 1996; Lot *et al.*, 2013). Los disturbios físicos que más han afectado la estructura de la comunidad vegetal y el funcionamiento del ecosistema han sido el recubrimiento del sustrato basáltico por materiales diversos y la extracción de cantera (Antonio Garcés, 2008; Antonio-Garcés *et al.*, 2009; Hernández-Herrerías, 2011).

Los eucaliptos (principalmente *Eucalyptus camaldulensis*) introducidos en Ciudad Universitaria alrededor de 1951 son plantas que afecta a las especies vegetales nativas por su alta eficacia en la captura de agua y por los efectos alelopáticos sobre las plantas circundantes (Espinosa-García, 1996; Segura-Burciaga y Meave, 2001). Segura-Burciaga y Meave (2001) demostraron que la riqueza específica de especies nativas en la REPSA es más alta en sitios sin eucaliptos que la encontrada en los sitios afectados por estos árboles, y que la remoción de eucaliptos parece cambiar de manera inmediata el paisaje del sotobosque al incrementar la cobertura de las plantas de especies nativas en una proporción mayor que la de invasoras.

La especie invasora más claramente asociada a la degradación del pedregal es el pasto kikuyo (*Pennisetum clandestinum*), especie africana que se ha vuelto dominante en zonas perturbadas, principalmente en aquellas con acumulación de material no consolidado (Cano-Santana *et al.*, 2006; Hernández-Herrerías, 2011), estando comúnmente asociado a los eucaliptos (Lot *et al.*, 2013). En la REPSA, la presencia de este pasto ha sido favorecida por su uso extensivo en el ajardinamiento de vastas áreas en los alrededores, y su dominancia afecta a la vegetación nativa al formar coberturas densas que favorecen los incendios al aportar material combustible al suelo de manera continua (Lot *et al.*, 2013), siendo necesario un manejo que permita su erradicación, así como la extracción del material de relleno y el restablecimiento de la flora local (Antonio-Garcés,

2008; Antonio-Garcés *et al.*, 2009; Villeda-Hernández, 2010; González-Rebeles, 2012; Lot *et al.*, 2013).

1.5 Antecedentes de restauración en la REPSA

Desde 2005 el Grupo de Ecología de Artrópodos Terrestres (hoy Grupo de Interacciones y Procesos Ecológicos) del Departamento de Ecología y Recursos Naturales de la Facultad de Ciencias de la UNAM inició una serie de actividades encaminadas a restaurar las áreas deterioradas de la REPSA y a monitorear a largo plazo los cambios en la dominancia, composición y diversidad de la comunidad vegetal, así como en la abundancia de artrópodos y vertebrados dominantes en el ecosistema (Antonio Garcés *et al.* 2009; San José-Alcalde, 2010; González-Rebeles, 2011). El grupo ha realizado acciones y estudios de restauración de pedregales con los siguientes objetivos (Antonio Garcés *et al.* 2009; Villeda-Hernández, 2010): (1) recuperar el sustrato volcánico original, volviéndolo apto para la colonización de especies vegetales y animales nativas, (2) reducir la presencia de especies invasoras y nativas ruderales, (3) reducir el riesgo de incendios, (4) recuperar la diversidad biótica y el paisaje originales, (5) restablecer la red trófica del ecosistema, y (6) monitorear los elementos bióticos para ajustar el programa de restauración.

1.5.1 Zonas bajo restauración. Los proyectos de restauración en la REPSA se han enfocado en dos zonas:

(a) El área de amortiguamiento 8 (en adelante A8) (Figura 1.1), que se ubica al noreste del camellón central de la avenida conocida como Circuito Exterior. A su alrededor se encuentran las canchas de futbol soccer del club “Pumitas”, el Instituto de Investigaciones Biomédicas, el Instituto de Biología y el Instituto de Ecología. El área sujeta a restauración se ubica en su extremo noreste y tiene una superficie de 0.51 ha. Abarca una hondonada que ha estado sujeta a la acumulación de desechos, principalmente de jardinería, pero también de material de construcción y demás desechos inorgánicos al menos desde 1994, todo lo cual ha facilitado la colonización del pasto invasor *Pennisetum clandestinum* (Antonio-Garcés, 2008; Antonio-Garcés *et al.*, 2009).



Figura 1.1. Aspecto de la Zona A8 en octubre de 2011.

Desde 2006 a la fecha, las acciones de restauración en esta zona han consistido en la recuperación de 165 m² de sustrato basáltico mediante el retiro de 1156.61 m³ de desechos sólidos y el retiro de más de 65 eucaliptos (Antonio-Garcés, 2008; Antonio-Garcés *et al.*, 2009; Saucedo-Morquecho, 2011; Ayala, 2014).

Uno de los problemas principales que tiene A8 es que aún no se ha logrado extraer en su totalidad los desechos de cascajo que facilitan la dominancia de *P. clandestinum*. (Saucedo-Morquecho, 2011; Ayala, 2014).

(b) El área de amortiguamiento 11 (en adelante A11) (Figura 1.2), denominada “Vivero Alto”, que se encuentra al sur de la Zona Núcleo Poniente de la Reserva del Pedregal y abarca un área aproximada de 0.25 ha. Dicha zona sufrió un gran deterioro por la remoción de cubierta vegetal, extracción de cantera, posterior relleno de la zona con tierra y aplanamiento entre noviembre 2004 y enero 2005, con el objeto de construir un estacionamiento, proyecto que finalmente fue cancelado (Antonio-Garcés *et al.* 2009; Villeda-Hernández, 2010).



Figura 1.2. Aspecto de la zona A11 en octubre de 2011.

Los esfuerzos de restauración en esta zona han consistido en:

1. Extracción del material de relleno en marzo de 2005, logrando recuperar una parte del sustrato volcánico original.
2. Adición de roca basáltica en las partes en que el sustrato original quedó a más de 3 m de profundidad. Se colocaron cantos de 1 m de diámetro o más en la base del terreno, rocas de 50 cm de diámetro por encima y guijarros más pequeños en la parte superior. Desafortunadamente, la roca de los cargamentos vino mezclada con desechos inorgánicos, escombros, materiales no consolidados y rizomas de *Pennisetum clandestinum*, por lo que posteriormente, de octubre de 2006 a octubre de 2012, las acciones de restauración han consistido en la remoción de tierra, cascajo, basura, así como de eucaliptos y otras plantas invasoras (Antonio-Garcés *et al.* 2009; Villeda Hernández, 2010; González-Rebeles, 2011).

La mayoría de las acciones de restauración en A8 y A11 fueron llevadas a cabo durante las llamadas “Jornadas de Limpieza”, posteriormente denominadas como

“Jornadas de Restauración”, que consisten en la participación de voluntarios en las acciones que permiten la recuperación del sustrato basáltico y la disminución en la abundancia de especies invasoras o ruderales.

1.5.2 Evaluación del éxito de la restauración en A8 y A11. Desde 2006 se monitorean la fauna y la estructura de la comunidad vegetal de A8 y A11. Se ha tomado como único ecosistema de referencia a una porción de la Zona Núcleo Poniente ubicada al norte de A11, a la cual se le ha denominado Zona Conservada (o Núcleo) de Referencia (ZCR).

En cuanto a fauna, se han monitoreado las densidades de los chapulines de la especie *Sphenarium purpurascens*, y de las arañas de la especie *Neoscona oaxacensis* para estimar los cambios en el flujo de energía en esas zonas (Cano-Santana, 1994; San José-Alcalde, 2010; Villeda-Hernández, 2010). También se han hecho monitoreos del ratón piñonero *Peromyscus gratus* y se registró la presencia de aves, reptiles, anfibios y mamíferos. La fauna de A8 y A11 ha tendido a parecerse a la de ZNR lo que indica que las zonas están recuperando su complejidad en la red trófica (San José-Alcalde, 2010; Villeda-Hernández, 2010).

En cuanto a los cambios en la estructura de la vegetación, también ha habido una tendencia a la recuperación de la composición y diversidad de especies propias de la zona conservada. La zona A11 ha experimentado en el periodo 2006-2010 un incremento en la dominancia de plantas nativas no ruderales de 26.6 a 61.2% y de nativas ruderales de 4.5 a 8.2%, en tanto que la cobertura de invasoras disminuyó en el periodo de 57.6 a 30.6% (Antonio-Garcés *et al.*, 2009; Cano-Santana *et al.*, 2010). Preocupa que las labores de control de *P. clandestinum* no han dado resultados, ya que hasta 2010 su dominancia se mantuvo entre 23.8 y 27.1% (Antonio-Garcés *et al.*, 2009; Cano-Santana *et al.*, 2010; González-Rebeles, 2011). Esto indica que la capa de rocas no ha sido lo suficientemente gruesa para cubrir los materiales no consolidados que protegen los rizomas de este pasto (Antonio-Garcés *et al.*, 2009; Cano-Santana *et al.*, 2010). Por otro lado, A8 experimentó, entre marzo de 2005 y diciembre de 2010, una reducción en la dominancia de plantas invasoras de 73.9 a 39.0 %, lo cual favoreció un incremento de cobertura de nativas no ruderales de 25.8 a 54.7%, y de las nativas ruderales de 0.3 a 6.3 % (Cano-Santana *et al.*,

2010; Muñoz-Saavedra, 2013; Ayala, 2014), aunque, al igual que en A11, no se ha logrado abatir la alta dominancia de *P. clandestinum*, que en diciembre de 2010 presentó una dominancia de 32.2%, con una aparente tendencia a incrementar (Muñoz-Saavedra, 2013).

En general, los monitoreos realizados por Antonio-Garcés (2008; ver también Antonio-Garcés *et al.*, 2009) y Villeda-Hernández (2010) demuestran que el control de las especies invasoras, así como la recuperación del sustrato basáltico por adición de roca o mediante la extracción del material orgánico e inorgánico ajeno al sitio facilitan la colonización por especies nativas del ecosistema del Pedregal. Con la esperanza de repetir estos resultados es que se han realizado múltiples depósitos de roca basáltica en distintas zonas degradadas de la REPSA a manera de mitigación rápida del daño ocasionado por incendios y depósitos de material no consolidado, así como medio para evitar la expansión de *P. clandestinum*. Un ejemplo es el extremo poniente de la Zona Núcleo Sur Oriente (en adelante SO) (Figura 1.3), que era una zona aplanada y recubierta de tierra de aproximadamente 0.4 ha que se comunicaba con una vereda que atraviesa dicha zona núcleo. En este sitio se realizó un recubrimiento con roca basáltica en 2007 y desde entonces, no se le ha estudiado ni se le ha realizado algún otro tratamiento con interés en la restauración de la biota local.

1.6 Justificación

El éxito de las acciones de restauración en la recuperación de la estructura de la comunidad vegetal se ha evaluado mediante la comparación con una sola zona conservada de referencia, lo cual tiene la limitación de no considerar la heterogeneidad paisajística que existe dentro de las zonas conservadas de la REPSA ni la variación que puede existir dentro de las zonas perturbadas. Un enfoque de comparación de la estructura de la comunidad vegetal entre varias zonas conservadas y perturbadas con las sujetas a restauración puede ofrecer una información más detallada del proceso de cambio de la vegetación en cada una de éstas y con ello ofrecer un cuadro general de la efectividad de las acciones de restauración realizadas hasta el presente. Más aún, una

evaluación general del resultado de las acciones de restauración sobre la comunidad vegetal es importante para el perfeccionamiento de las mismas, así como para justificar la inclusión de la restauración ecológica entre las prácticas prioritarias de manejo de la REPSA.



Figura 1.3. Aspecto de la zona SO en octubre de 2011.

2. OBJETIVOS E HIPÓTESIS

El objetivo general de esta tesis es comparar la estructura de la comunidad vegetal de zonas perturbadas, zonas conservadas y zonas sujetas a distintas acciones de restauración en la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel, con el fin de evaluar la efectividad de dichas prácticas así como el grado de avance del proceso de restauración en cada una de las zonas donde se han llevado a cabo.

Además, se formularon tres objetivos particulares, que son:

1. Conocer la estructura de la comunidad vegetal de cinco zonas conservadas de referencia con el fin de reconocer la variabilidad ecológica que se pretende restituir en zonas perturbadas.
2. Conocer la estructura de la comunidad vegetal de cuatro zonas perturbadas con el fin de tenerlas como referencia de atributos de vegetación donde no se llevan a cabo acciones de restauración.
3. Conocer la estructura de la comunidad vegetal de tres zonas que han estado sujetas a acciones de restauración ecológica para evaluar la efectividad de las mismas al comparar sus atributos estructurales con los de los otros tipos de zonas.

Dado lo anterior, se plantearon las siguientes hipótesis:

En las zonas sujetas a acciones de restauración se han cambiado las condiciones para el establecimiento y proliferación de las especies vegetales, favoreciendo a las nativas e inhibiendo a las invasoras. Esto ha resultado en un cambio en su trayectoria sucesional, de una propia de zonas perturbadas hacia una tendiente a un estado más diverso y con mayor abundancia de especies nativas de estadios sucesionales tardíos, parecida a la de las zonas conservadas. Se espera entonces que los atributos estructurales de la comunidad vegetal de las zonas sujetas a acciones de restauración presenten en conjunto valores intermedios con respecto a los de las zonas perturbadas y a los de las conservadas, tendiendo a ser más semejantes a los de estas últimas.

3. MÉTODOS

3.1 Sitio de estudio

La Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel (REPSA) se localiza en el suroeste del Valle de México, a una altitud entre los 2280 y 2320 m y entre 19° 19' 30.08" y 19° 18' 37.31" norte, y 99° 11' 57.70" y 99° 10' 13.07" oeste. El clima de esta zona es templado subhúmedo con lluvias en verano con una temperatura media anual de 14 a 15°C y una precipitación anual promedio de 870.2 mm (Valiente-Banuet y De Luna, 1990). Alberga un matorral xerófilo caracterizado por especies de plantas vasculares como *Echeveria gibbiflora*, *Eupatorium petiolare*, *Mammillaria magnimamma*, *Muhlenbergia robusta*, *Phlebodium aerolatum* y *Pittocaulon praecox* (Cano-Santana *et al.*, 2006). Además, su extensión y sus variados microambientes le permiten albergar una gran diversidad de otros organismos, entre los que figuran alrededor de 138 morfoespecies de microalgas (Novelo *et al.*, 2009), 75 especies de ciliados (Aladro-Lubel *et al.*, 2009), más de 30 de líquenes (Herrera-Campos y Lücking, 2009), al menos 43 de macromicetos (Valenzuela *et al.*, 2009), 48 de musgos y 19 de otras briofitas (1 antocero y 18 hepáticas) (Delgadillo y Cárdenas, 2009), al menos 817 de artrópodos (Rueda-Salazar y Cano-Santana, 2009), 30 de reptiles (Méndez de la Cruz, 2009), 148 de aves (Chávez-Castañeda y Gurrola-Hidalgo, 2009) y 33 de mamíferos (Hortelano-Moncada *et al.*, 2009).

3.2 Selección de parcelas

En 2011 se seleccionaron doce parcelas de forma y medida irregular en zonas con diferentes niveles de disturbio e intervención (Figura 3.1): cinco en zonas conservadas de referencia, cuatro en zonas perturbadas (dos canteras abandonadas y dos tiraderos de cascajo) y tres en zonas sujetas a acciones de restauración. Las parcelas en zonas conservadas se localizaron al sur de la Zona Núcleo Poniente de la REPSA (ZCR1), al norte del CCH Sur (ZCR2), al sur del Instituto de Investigaciones Biomédicas (ZCR3), al norte y al sur de la Zona Núcleo Sur-Oriente (ZCR4 y ZCR5; respectivamente), abarcando cada una un área aproximada de 0.25 ha. Las parcelas en zonas perturbadas, también fueron de ≈0.25 ha, se localizaron en las cercanías de la Mesa Vibradora (el tiradero de cascajo ZP1 y

la cantera abandonada ZP2), ubicada en la Zona Núcleo Poniente, y en la parte central de la Zona Núcleo Sur-Oriente (el tiradero de cascajo ZP3 y la cantera abandonada ZP4). Las parcelas en zonas sujetas a acciones de restauración se encuentran en el camellón al frente del Instituto de Investigaciones Biomédicas (A8) (0.5 ha), al sur de la Zona Núcleo Poniente (A11) (0.25 ha) y en el extremo poniente de la Zona Núcleo Sur Oriente (SO) (≈ 0.35 ha) (ver sección 1.5.1).



Figura 3.1. Localización de las doce parcelas de estudio en la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel de Ciudad Universitaria, D.F. ZCR= Zona Conservada de Referencia, ZP= Zona Perturbada. A8, A11 y SO son las zonas sujetas a acciones de restauración.

3.3 Estructura de la comunidad vegetal

En cada parcela se muestreó la comunidad vegetal mediante el trazado de 150 m de línea de Canfield en el mes de octubre de 2011, que es el mes en el que se registra la mayor

biomasa aérea de la comunidad vegetal (Cano-Santana, 1994a). Se registró la cobertura de cada especie de planta vascular tomando en cuenta todos los estratos.

Se clasificó a las plantas en las siguientes categorías:

1. Invasoras. Todas aquellas especies procedentes de regiones fuera de México de acuerdo a la a Villaseñor y Espinosa-García (2004), por cuya presencia se supone que se encuentran en alguna etapa del proceso de invasión, es decir entre el establecimiento fuera de su área de distribución original y la dispersión y dominancia en múltiples sitios distintos de la zona de introducción (véase Coaluti y MacIsaac, 2004). Debido a la falta de estudios detallados sobre su demografía, no se hace distinción entre plantas efímeras, naturalizadas e invasoras (*sensu* Richardson *et al.*, 2000) ni se hace alusión a sus efectos sobre la vegetación nativa. La categoría es equivalente a la de “exóticas” empleada por Antonio-Garcés *et al.* (2009) y González-Rebeles (2011).

2. Nativas. Todas aquellas especies propias de México. A su vez, estas se dividirán en nativas ruderales y nativas no ruderales, equivalentes a las “nativas arvenses” y “nativas no arvenses” de la clasificación empleada por Antonio-Garcés *et al.* (2009) y González-Rebeles (2011), excepto por *Buddleja cordata*, especie nativa a la cual Villeda-Hernández (2010), Hernández-Herrerías (2011) y Saucedo-Morquecho (2011) han reconocido un comportamiento ruderal en la REPSA. Las plantas que no aparecieran en dichos estudios se clasificaron de acuerdo a si eran no descritas por Espinosa-García y Sarukhán (1997), Rzedowski y Rzedowski (2001), Villaseñor y Espinosa-García (1998) y Castillo-Argüero *et al.* (2009) como especies de alguno de los tipos referidos en esta tesis como ruderales.

3.4 Análisis de datos

Para cada parcela, con los valores de cobertura de cada especie vegetal, se calcularon los índices de diversidad de Shannon-Wiener (H' , usando logaritmo natural); el de dominancia de Simpson (D); así como la equitatividad de Pielou (J') (Magurran, 2004).

Para analizar si entre los distintos tipos de parcelas existían diferencias en: (1) riqueza total (S), (2) riqueza de especies nativas no ruderales, (3) riqueza de especies nativas ruderales, (4) riqueza de especies invasoras, (5) H' , (6) D , (7) J' , (8) cobertura

relativa de especies nativas no ruderales, (9) cobertura relativa de especies nativas ruderales y (10) cobertura relativa de especies invasoras, se utilizaron pruebas de Kruskal-Wallis. Se realizó una comparación de rangos medios para conocer entre qué tipo de parcela se encontraban las diferencias, en caso de haberlas (Zar, 2010).

Para comparar las 12 zonas en cuanto a la cobertura relativa de cada especie vegetal, se hizo un análisis de componentes principales. Se correlacionaron los componentes principales 1 y 2 con las coberturas por especie.

Todos los análisis se realizaron en Statistica 8.0 (Statsoft, 2007), excepto el análisis de componentes principales que se realizó en PRIMER-E 5 (PRIMER-E Ltd, 2001).

4. RESULTADOS

Se registraron en total 148 especies de plantas, pertenecientes a 53 familias y 110 géneros, incluyendo dos nuevos registros para la REPSA, *Malva parviflora* y una especie no identificada del género *Tanacetum*, ambas especies invasoras (Apéndice 1). La familia mejor representada fue Asteraceae, con 43 especies (Apéndice 1).

Las especies que presentaron altas coberturas relativas en todas las zonas conservadas de referencia fueron, *Buddleja cordata*, *Dahlia coccinea*, *Muhlenbergia robusta* y *Pittocaulon praecox* (Figura 4.1). En al menos tres zonas hubo altas coberturas relativas de *Cissus sicyoides*, *Echeveria gibbiflora*, *Eupatorium petiolare*, *Quercus deserticola* y *Verbesina virgata* (Figura 4.1). Las especies con importancias altas en menos de tres zonas fueron *Agave salmiana*, *Buddleja sessiliflora*, *Dodonaea viscosa*, *Eysenhardtia polystachya*, *Gnaphalium americanum*, *Lagascea rigida*, *Opuntia tomentosa*, *Rubus liebmannii*, *Sedum oxypetalum*, *Tagetes lunulata* y *Stevia salicifolia* (Figura 4.1).

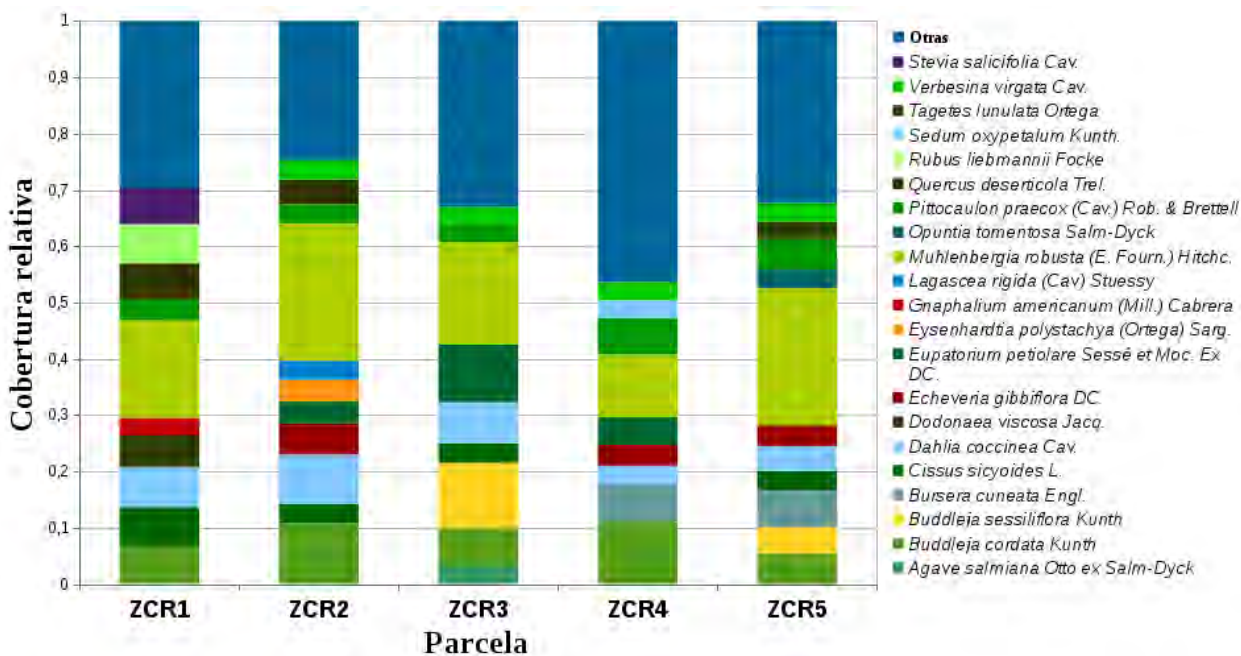


Figura 4. Cobertura relativa de las diferentes especies vegetales en las cinco parcelas situadas en zonas conservadas de referencia. Las especies con menos de .03 de cobertura relativa fueron agrupadas dentro de la categoría "otras". Datos de octubre de 2011.

Las especies que presentaron altas coberturas relativas en todas las zonas sujetas a acciones de restauración fueron *Buddleja cordata*, *Pennisetum clandestinum* y *Ricinus communis* (Figura 4.2). Las especies con altas coberturas relativas en una o más zonas fueron *Cissus sicyoides*, *Dahlia coccinea*, *Eupatorium petiolare*, *Geranium seemannii*, *Mirabilis jalapa*, *Montanoa tomentosa*, *Muhlenberia robusta*, *Nicotiana glauca*, *Passiflora subpeltata*, *Phytolacca icosandra*, *Schinus molle*, *Verbesina virgata* y *Stevia micrantha*, *Tropaeolum majus*, *Verbesina virgata* y *Wigandia urens* (Figura 4.2).

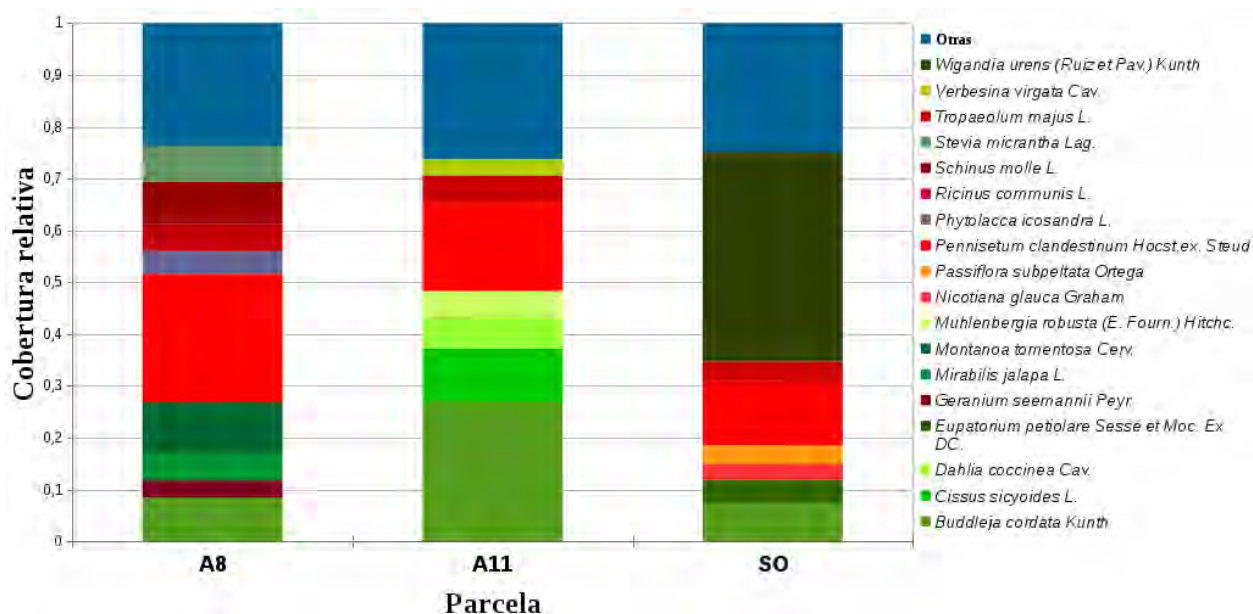


Figura 4.2. Cobertura relativa de las diferentes especies vegetales en las tres parcelas situadas en zonas sujetas a acciones de restauración. Las especies con menos de .03 de cobertura relativa fueron agrupadas dentro de la categoría “otras”. Datos de octubre de 2011.

Las especies que presentaron altas coberturas relativas en todas las zonas perturbadas fueron *Muhlenberia robusta* y *Pennisetum clandestinum* (Figura 4.3). Las especies con altas coberturas relativas en dos o tres zonas fueron *Buddleja cordata*, *Eucaliptus camaldulensis*, *Opuntia tomentosa* y *Wigandia urens* (Figura 4.3). Las especies con altas coberturas relativas en una zona *Conyza canadensis*, *Fraxinus uhdei*,

Gnaphalium americanum, *Mirabilis jalapa*, *Salvia tiliifolia*, *Schinus molle*, *Sonchus oleraceus* y *Verbesina virgata* (Figura 4.3).

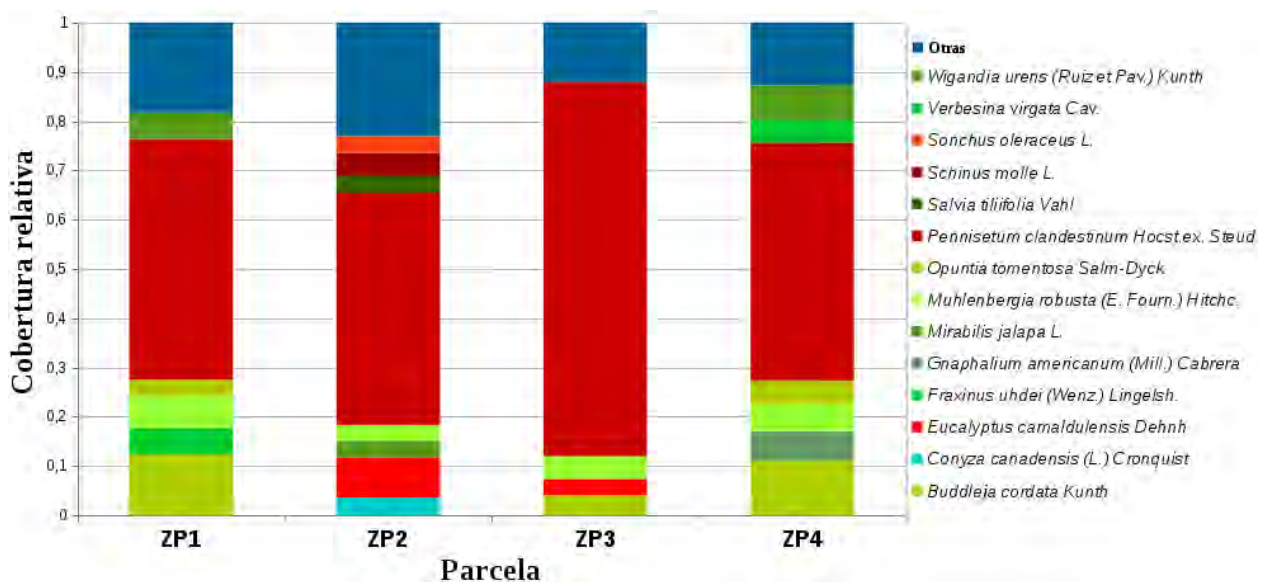


Figura 4.3. Cobertura relativa de las diferentes especies vegetales en las cuatro parcelas situadas en zonas perturbadas. Las especies con menos de .03 de cobertura relativa fueron agrupadas dentro de la categoría “otras”. Datos de octubre de 2011.

Se encontró un efecto significativo del tipo de parcela sobre la riqueza total (S) ($H_2 = 8.469$, $P = 0.014$), la riqueza de plantas nativas no ruderales ($H_2 = 8.826$, $P = 0.012$) y la riqueza de plantas invasoras ($H_2 = 8.681$, $P = 0.013$), así como un efecto marginalmente significativo sobre la riqueza de plantas nativas ruderales ($H_2 = 5.882$, $P = 0.052$). Tanto los valores de riqueza total (S) como los de riqueza de plantas nativas no ruderales fueron más altos en las zonas conservadas de referencia (ZCR) que en las perturbadas (ZP); los valores de estos parámetros obtenidos para las zonas sujetas a restauración (ZR) fueron intermedios pero no difirieron significativamente de los obtenidos en las ZCR y ZP (Figura 4.4). Por otro lado, la riqueza de plantas invasoras fue significativamente más alta en las ZR, menor en las ZCR, e intermedia en las ZP sin diferir estas últimas de las ZR y ZCR (Figura 4.4).

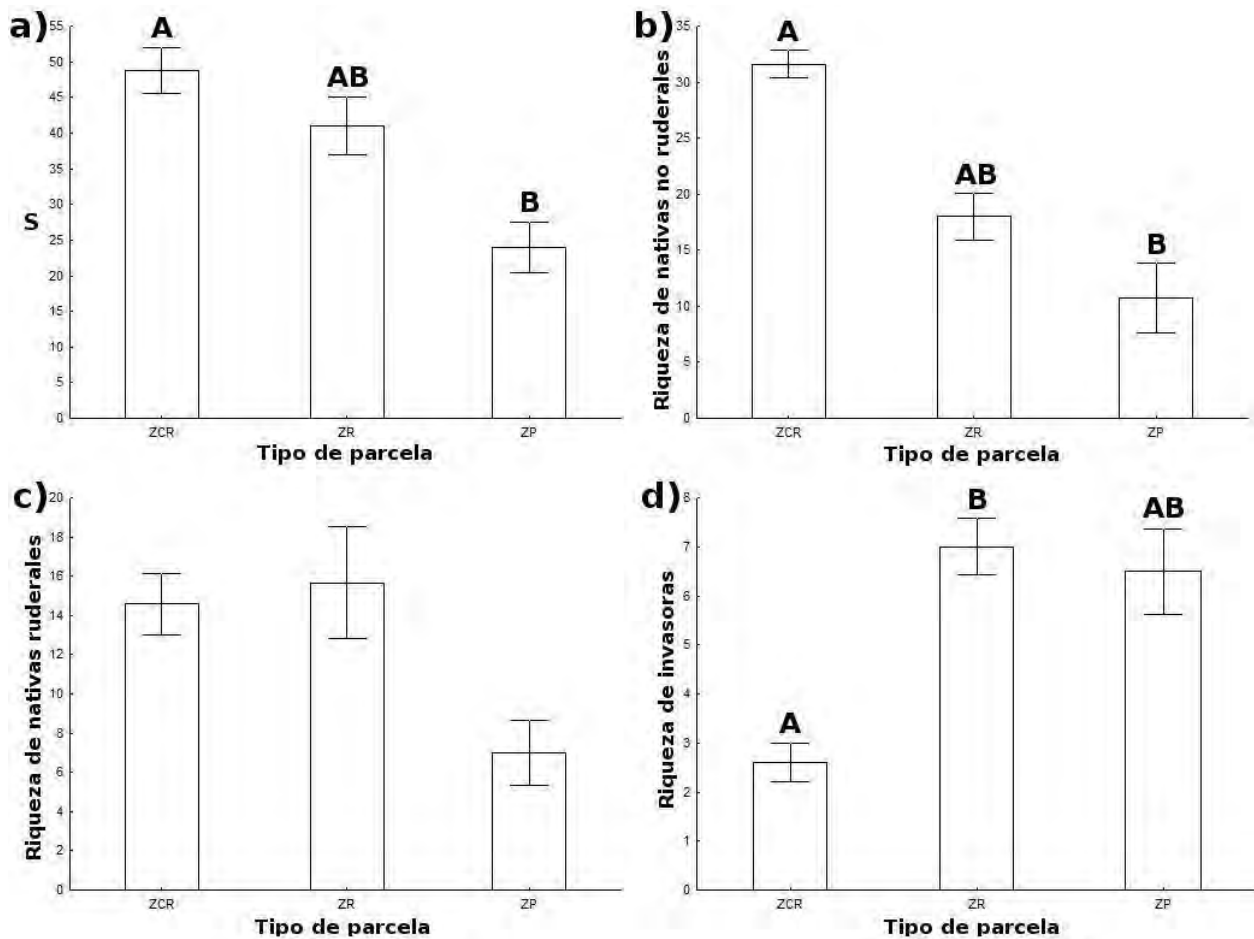


Figura 4.4. Diferentes valores de riqueza total (S) (a), de plantas nativas no ruderales (b), de nativas ruderales (c) y de invasoras (d) en parcelas situadas en zonas conservadas de referencia (ZCR), zonas sujetas a acciones de restauración (ZR) y zonas perturbadas (ZP) en la REPSA. Las letras diferentes sobre las barras denotan diferencias significativas con $P < 0.05$ (prueba de Kruskal-Wallis). Datos de octubre de 2011.

Por otro lado, se encontró un efecto significativo del tipo de parcela sobre H' ($H_2 = 9.692$, $P = 0.008$), D ($H_2 = 9.692$, $P = 0.008$) y J' ($H_2 = 9.199$, $p = 0.01$). Los valores de H' y J' tuvieron valores más altos en las ZCR que en las ZP; los valores de estos parámetros obtenidos para las ZR fueron intermedios pero no difirieron significativamente de los obtenidos en las ZCR y ZP (Figura 4.5). Por otro lado, D fue significativamente más alto en las ZR, menor en las ZCR, e intermedio en las ZP, sin diferir estas últimas de las ZR y ZCR (Figura 4.5).

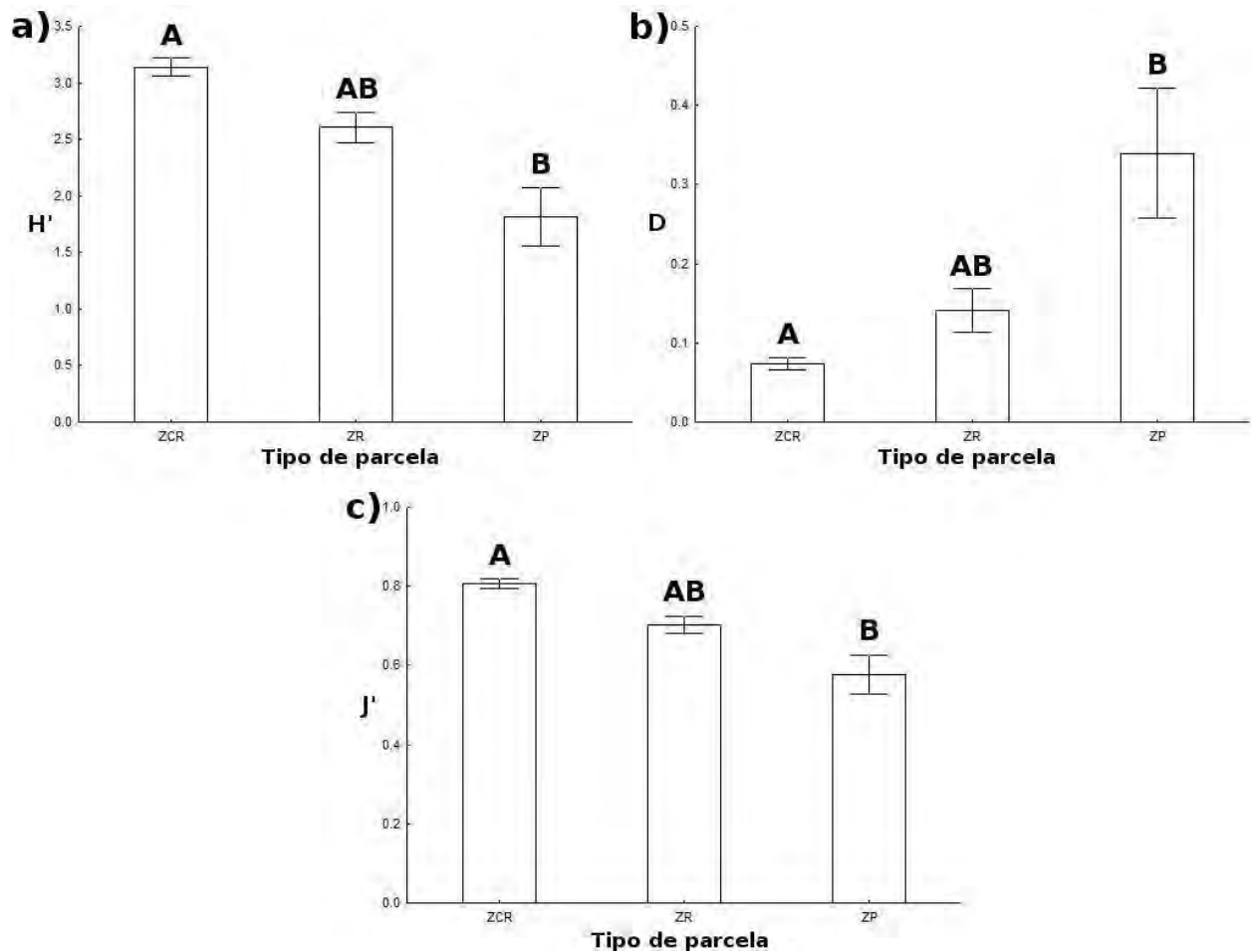


Figura 4.5. Índice diversidad de Shannon-Wiener (H') (a), índice de dominancia de Simpson (D) (b) e índice de equitatividad de Pielou (J') (c) en parcelas situadas en zonas conservadas de referencia (ZCR), zonas sujetas a acciones de restauración (ZR) y zonas perturbadas (ZP) en la REPSA. Las letras diferentes sobre las barras denotan diferencias significativas con $P < 0.05$ (Prueba de Kruskal-Wallis). Datos de octubre de 2011.

Asimismo, se encontró un efecto significativo del tipo de parcela sobre la cobertura relativa de nativas no ruderales ($H_2 = 8.256$, $P = 0.016$), la de las nativas ruderales ($H_2 = 8.446$, $P = 0.015$) y la de las invasoras ($H_2 = 9.692$, $P = 0.008$) (Figura 4.6). La cobertura relativa de nativas no ruderales fue significativamente más alta en las ZCR que en las ZP; los valores de este parámetro obtenido para las ZR fueron intermedios pero no difirieron

significativamente de los obtenidos en las ZCR y ZP (Figura 4.6). Por su parte, la cobertura relativa de las nativas ruderales fue significativamente mayor en las ZR, menor en las ZP e intermedia en las ZCR, sin diferir estas últimas de las ZR y ZP.

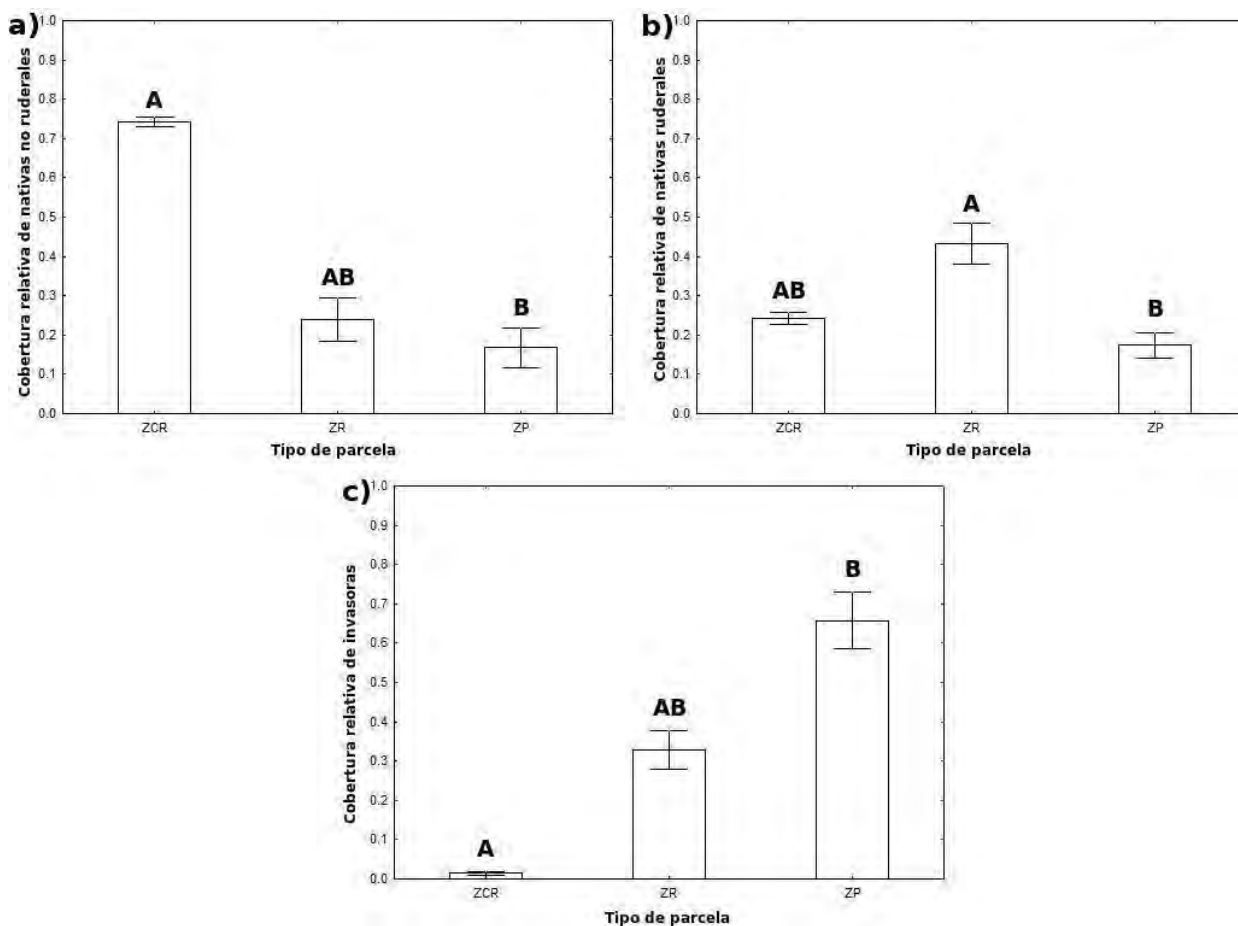


Figura 4.6. Cobertura relativa de plantas nativas no ruderales (a), nativas ruderales (b), e invasoras (c) en parcelas situadas en zonas conservadas de referencia (ZCR), zonas sujetas a acciones de restauración (ZR) y zonas perturbadas (ZP) en la REPSA. Las letras diferentes sobre las barras denotan diferencias significativas (prueba de Kruskal-Wallis; $P < 0.05$). Datos de octubre de 2011.

En el análisis de componentes principales, el componente principal 1 (PC1) explica el 68.2% de la varianza, en tanto que el segundo componente principal (PC2) explica el 13.1%, por lo que juntos explican el 81.3%. Se observa la conformación de dos grupos de

parcelas bien agrupados: uno conformado por aquéllas situadas en ZP y otro conformado por aquéllas situadas en ZCR; y entre ambos grupos se encuentran dispersas las parcelas situadas en zonas sujetas a acciones de restauración pero siempre en una posición intermedia por sus valores en el CP1 (Figura 4.7).

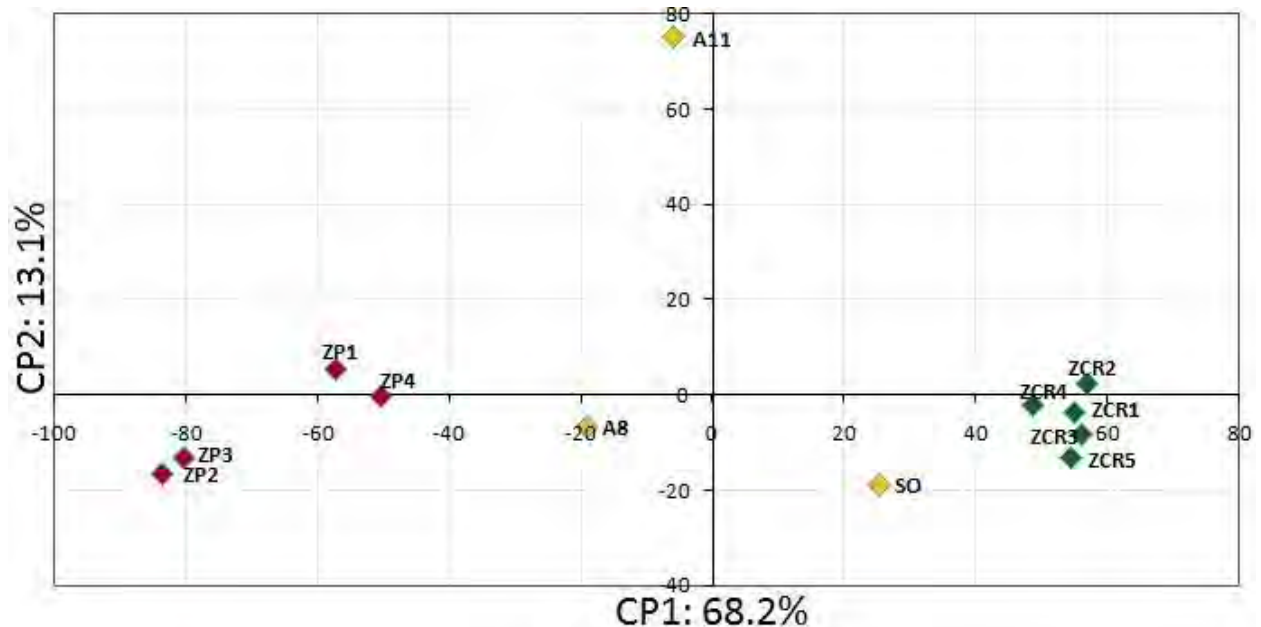


Figura 4.7. Ordenamiento resultante del análisis de componentes principales realizado con los datos de la comunidad vegetal de 12 zonas estudiadas en la REPSA pertenecientes a zonas conservadas de referencia (ZCR; rombos verdes), zonas sujetas a acciones de restauración (A8, A11 y SO; rombos amarillos) y zonas perturbadas (ZP; rombos rojos). Datos de octubre de 2011.

El CP1 estuvo correlacionado positivamente con la cobertura de *Agave salmiana*, *Cheilanthes bonariensis*, *Cheilantes lendigera*, *Dahlia coccinea*, *Echeveria gibbiflora*, *Eupatorium petiolare*, *Mammillaria magnimamma*, *Muhlenbergia robusta*, *Phlebodium aerolatum*, *Pittocaulon praecox* y *Tagetes lunulata*, y negativamente con la de *Eucalyptus camaldulensis*, *Pennisetum clandestinum* y *Tripogandra purpurascens* (g.l. = 10, $P < 0.05$), lo que indica que el primer grupo se trata de indicadores de zonas conservadas y los segundos de zonas perturbadas, dada su posición los ejes de ordenación. Por su parte, el

CP2 estuvo correlacionado positivamente con la cobertura de *Ageratina* sp. 2, *Anoda cristata*, *Buddleja cordata*, *Cissus sicyoides*, *Crusea longiflora*, *Dalea foliosa*, *Dioscorea galeottiana*, *Eupatorium* sp. 2, *Ipomoea purpurea*, *Nicotiana glauca*, *Physalis patula*, *Tinantia erecta*, *Tropaeolum majus* y *Verbesina virgata* ($P < 0.05$), las cuales son especies dominantes de la zona A11 por su posición en la ordenación (ver Tabla 4.1).

Tabla 4.1. Índices de correlación entre las variables estudiadas y los dos primeros componentes del análisis de componentes principales (g.l. = 10). Los valores en negritas indican una correlación significativa ($P < 0.05$). Las variables no representadas no estuvieron correlacionadas con ninguno de los dos primeros componentes principales.

Variable de cobertura	CP1	CP2
<i>Agave salmiana</i>	0.667	-0.083
<i>Ageratina</i> sp. 2	-0.0324	0.953
<i>Anoda cristata</i>	-0.032	0.953
<i>Buddleja cordata</i>	0.047	0.994
<i>Cheilanthes bonariensis</i>	0.685	-0.172
<i>Cheilanthes lendigera</i>	0.616	-0.210
<i>Cissus sicyoides</i>	0.344	0.867
<i>Crusea longiflora</i>	-0.032	0.953
<i>Dahlia coccinea</i>	0.65	0.559
<i>Dalea foliosa</i>	0.287	0.704
<i>Dioscorea galeottiana</i>	-0.141	0.825
<i>Echeveria gibbiflora</i>	0.752	-0.011
<i>Eucalyptus camaldulensis</i>	-0.599	-0.237
<i>Eupatorium petiolare</i>	0.665	-0.119
<i>Eupatorium</i> sp. 2	-0.032	0.953
<i>Ipomoea purpurea</i>	0.443	0.75
<i>Mammillaria magnimamma</i>	0.619	-0.126
<i>Muhlenbergia robusta</i>	0.736	-0.023
<i>Nicotiana glauca</i>	-0.029	0.741
<i>Pennisetum clandestinum</i>	-0.995	0.024
<i>Phlebodium aerolatum</i>	0.687	-0.111
<i>Physalis patula</i>	-0.032	0.953
<i>Pittocaulon praecox</i>	0.810	-0.042
<i>Tagetes lunulata</i>	0.752	-0.074
<i>Tinantia erecta</i>	-0.032	0.953
<i>Tripogandra purpurascens</i>	-0.595	-0.024
<i>Tropaeolum majus</i>	-0.204	0.870
<i>Verbesina virgata</i>	0.383	0.582

5. DISCUSIÓN

5.1 El ecosistema de referencia

Las zonas conservadas de referencia utilizadas en este estudio muestran una alta riqueza y cobertura relativa de especies nativas no ruderales, así como índices de diversidad más elevados que en las otras zonas. Estos atributos reflejan un grado de funcionalidad e integridad propios de ecosistemas con una trayectoria sucesional hacia la que se pretende hacer converger a las zonas sujetas a acciones de restauración (SER, 2004, Jackson y Hobbs, 2009).

Es notable que la vegetación de las zonas conservadas presente relativamente poca variabilidad espacial (Figura 4.7). Dado que el intervalo de estados posibles de la gama de variación actual del ecosistema sin disturbios agudos es reducido, la formulación de planes más extensos de restauración que los actuales se facilitará en cuanto a la definición del perfil estructural de la vegetación a conseguir (SER, 2004); el cual deberá estar caracterizado por una alta diversidad de especies vegetales (Figuras 4.4 y 4.5), una alta cobertura relativa de plantas nativas no ruderales (Figura 4.6) y la presencia característica de *Agave salmiana*, *Cheilantes bonariensis*, *C. lundiger*, *Dahlia coccinea*, *Echeveria gibbiflora*, *Eupatorium petiolare*, *Mammillaria magnimamma*, *Muhlenbergia robusta*, *Plebodium aerolatum*, *Pittocaulon praecox* y *Tagetes lunulata* (Tabla 4.1), teniendo como especies importantes a *Agave salmiana*, *Buddleja cordata*, *B. sessiliflora*, *Cyssus sicyoides*, *Dahlia coccinea*, *Dodonaea viscosa*, *Echeveria gibbiflora*, *Eysenhardtia polystachya*, *Eupatorium petiolare*, *Gnaphalium americanum*, *Lagascea rigida*, *Muhlenbergia robusta*, *Opuntia tomentosa*, *Pittocaulon praecox*, *Quercus deserticola*, *Rubus liebmannii*, *Sedum oxypetalum*, *Tagetes lunulata*, *Verbesina virgata* y *Stevia salicifolia* (Figura 4.1).

Se registraron especies invasoras en todas las zonas conservadas estudiadas (Apéndice 1). Distintos disturbios, en particular los incendios, han favorecido el incremento en la frecuencia de estas especies en el matorral xerófilo de la REPSA (Castillo-Argüero *et al.*, 2004). Esto, además de dar cuenta de la necesidad de un programa

extensivo de control de plantas invasoras para evitar transformaciones significativas de la biodiversidad local, contribuye a pensar que el objetivo de recuperar un matorral relativamente poco perturbado como el existente a mediados del siglo pasado es anacrónico.

5.2. Las zonas perturbadas

Las comunidades vegetales de las zonas perturbadas presentan una baja riqueza total (S), bajos índices de diversidad y una alta cobertura relativa de especies invasoras, principalmente *P. clandestinum* (Figuras 4.3, 4.4, 4.5 y 4.6). Tras decenas de años de sucesión secundaria sobre los depósitos de cascajo y otros desechos sólidos (Lot *et al.*, 2013) y sin ningún tipo de manejo especial, estas zonas no muestran signos de recuperación del matorral característico de la REPSA. Este hecho confirma que el grado de transformación de las condiciones locales, principalmente debido a la pérdida del sustrato basáltico, es tal que favorece la presencia de las especies invasoras. De entre estas últimas destaca *P. clandestinum*, ya que forma coberturas densas que impiden el establecimiento de otras especies (sobre todo cuando también están presentes los eucaliptos) y favorecen los incendios, promoviendo la proliferación del propio *P. clandestinum* (Lot *et al.*, 2013), ocurriendo así una retroalimentación que mantiene el ecosistema en el estado degradado. Se ha reconocido que el disturbio favorece la presencia de especies invasoras (Hobbs y Huenneke, 1992) y que el establecimiento de especies invasoras que pueden cambiar atributos relacionados con tasas de recambio de recursos, distribución de nutrientes, estructura de la red trófica, regímenes de disturbio y rangos competitivos, puede a su vez afectar la dinámica y estructura de sistemas degradados (Suding y Gross, 2006). Un caso similar al de la REPSA ocurre en el bosque de Hawaii, donde los pastos introducidos alteran el ciclaje del nitrógeno y promueven el fuego, lo cual beneficia aún más a dichos pastos introducidos a expensas de las especies de arbustos nativos, creando un estado altamente resiliente (Mack *et al.*, 2001).

El cambio radical en las condiciones más determinantes para el establecimiento de la comunidad vegetal, la permanencia por un largo periodo en el estado degradado y las

retroalimentaciones que favorecen la permanencia en éste son características que permiten identificar estados alternativos estables (Beisner *et al.*, 2003; Suding y Gross, 2006), que en la REPSA corresponden a las comunidades dominadas por especies invasoras establecidas sobre el sustrato transformado. Es notable que la ordenación por el análisis de componentes principales (Figura 4.7) muestra que las canteras abandonadas (ZP1 y ZP4) son ligeramente más parecidas en su estructura a las zonas conservadas que los tiraderos (ZP2 y ZP3), observación que coincide con lo encontrado por Hernández-Herrerías (2011) y que probablemente se explique por el hecho de que, a pesar de la destrucción local de la comunidad vegetal, aún conservan sustrato basáltico descubierto o con suelos someros que ha permitido procesos de establecimiento de plantas nativas similares a los que se llevan a cabo en las zonas conservadas, procesos favorecidos por el hecho de que dichas canteras se encuentran inmersas en las zonas núcleo (Figura 3.1). Los tiraderos, por su parte, se encuentran totalmente cubiertos por cascajo, tierra y otros desechos.

El reconocimiento de que en las zonas perturbadas se han desarrollado estados alternativos estables tiene una consecuencia práctica importante: la restauración del matorral xerófilo requiere una disrupción abrupta de las condiciones y procesos clave que mantienen a las comunidades perturbadas en dicho estado, forzando el sistema hacia el rango deseado de condiciones (Beisner *et al.*, 2003; Suding y Gross, 2006). De ahí la importancia para la restauración del ecosistema de la REPSA de recuperar el sustrato basáltico, principal elemento condicionante de la comunidad vegetal característica de la zona, antes que enfocarse en otras estrategias importantes para la restauración como modular las interacciones entre especies, promover la lluvia de semillas, etc.

5.3. El éxito de las acciones de restauración

Los resultados de las distintas comparaciones de atributos estructurales entre las zonas sujetas a restauración y los demás tipos de zona variaron ampliamente. Es destacable que la cobertura relativa de especies invasoras, la cobertura relativa de especies nativas no ruderales, la riqueza total (S), la riqueza de plantas nativas no ruderales y los índices de

diversidad mostraron valores intermedios que no difieren significativamente de los valores propios de las zonas conservadas pero tampoco de los de las zonas perturbadas (Figuras 4.4 y 4.5). Esto confirma lo observado en los monitoreos anteriores a este estudio (Antonio-Garcés, 2008; Villeda-Hernández, 2010; González-Rebeles, 2011; Saucedo-Morquecho, 2011, Muñoz-Saavedra, 2013; Ayala, 2014); que las manipulaciones realizadas sobre los atributos bióticos y abióticos del ecosistemas han disminuido la dominancia de las especies invasoras (principalmente *P. clandestinum* y *E. camaldulensis*) con respecto al que registran las zonas perturbadas, lo cual ha favorecido el establecimiento de un mayor número de especies nativas, principalmente ruderales, aunque también se ha favorecido la presencia de más especies invasoras (Figuras 4.2, 4.4 y 4.6).

Sin embargo, las acciones de restauración han sido insuficientes para que la estructura de la vegetación sea semejante a la de las zonas conservadas (Figura 4.7). Asimismo, la disminución de la cobertura relativa de plantas invasoras en estas zonas no ha estado acompañada con un incremento de la cobertura relativa de nativas no ruderales, sino con el de la cobertura relativa de nativas ruderales (Figura. 4.6). Estos puede indicar las siguientes situaciones:

1. En general el medio abiótico actúa como una restricción sobre la distribución y la abundancia de los organismos que condiciona la composición y estructura de las comunidades (Menninger y Palmer, 2006). En este caso, el medio abiótico de las ZR puede estar presentando condiciones aún distintas a las requeridas para restablecer un ensamblaje de especies propio del pedregal de San Ángel. El principal factor abiótico en cuestión es la disponibilidad de sustrato basáltico, y tanto A8 como A11 tienen aún una cantidad tan abundante de tierra al descubierto que sus condiciones pueden seguir siendo en buena medida propias de un estado perturbado en el que, si bien se está favoreciendo a algunas especies nativas (destacando la ruderal *Buddleja cordata*) todavía se promueve a las invasoras *Eucalyptus camaldulensis*, *Pennisetum clandestinum*, *Ricinus communis*, *Tropaeolum majus* y *Tripogandra purpurascens* (Figuras 4.2 y 4.7). Se ha reconocido que en A8 aún es necesario seguir retirando material no consolidado para dejar al descubierto

el sustrato basáltico original (Muñoz-Saavedra, 2013). En A11, aunque se depositó una capa de roca sobre el material no consolidado que cubría el sustrato basáltico remanente, ésta es muy somera y se encuentra mezclada con tierra y cascajo, por lo que se ha propuesto depositar más roca (Gonzalez-Rebeles, 2011). Quizás en esta zona hubiera sido más adecuado sólo remover la tierra hasta dar con la roca basáltica y lograr así el control de *P. clandestinum*, como de hecho se ha pretendido en varias jornadas de restauración en los últimos años (Antonio-Garcés *et al.*, 2009; González-Rebeles, 2011).

En SO se ha recuperado el sustrato depositando roca basáltica, la cual en algunas partes ha sepultado por completo los desechos anteriormente acumulados por encima de la superficie volcánica original. Sin embargo se trata de roca desnuda; el sustrato basáltico y la reducida cantidad de suelo orgánico resulta en condiciones ambientales extremas que hacen difícil el reclutamiento de ciertas plantas (Mendoza-Hernández *et al.*, 2010), por lo que se espera que la colonización sea lenta. El área sujeta a restauración de la Zona Núcleo Sur Oriente (SO) sobresale porque, a pesar de no haber recibido más tratamiento que la adición de roca, es la zona más próxima a las ZCR de acuerdo a la ordenación (Figura 4.7). La presencia de especies invasoras en esta zona, aunque alta (Figura 4.2) sólo ocurre en manchones de tierra relativamente fáciles de remover, así como en las orillas del amontonamiento de roca, donde aún hay tierra al descubierto. En este sentido, el depósito de una capa lo suficientemente gruesa de roca basáltica (de hasta 3 m en SO) sin tierra entremezclada ha sido el tratamiento más efectivo para contribuir al restablecimiento de la comunidad vegetal nativa. No obstante, aún hace falta hacer un seguimiento del desarrollo de la comunidad en este sitio, por ahora dominado por la especie la nativa ruderal *W. urens* (Figura 4.2).

2. Hay un régimen de disturbio que aún condiciona la estructura de la comunidad a mantenerse diferente de las zonas conservadas. A8 permanece sometido a un constante depósito de basura y pisoteo asociado a su cercanía con las canchas de fútbol, las cuales son utilizadas intensivamente los fines de semana. La zona núcleo Sur Oriente (SO) es una zona regularmente pisoteada y contaminada por personas que se introducen con fines recreativos, además de estar ubicada en el borde, lo cual podría repercutir en el proceso

de sucesión primaria que se lleva a cabo sobre la roca desnuda depositada en ese lugar. Por su ubicación (Figura 3.1) A11 es la zona sujeta a restauración más protegida; probablemente sometida al mismo régimen de disturbio al que está sometida la vegetación de las zonas conservadas aledañas. Sin embargo, al igual que en las otras zonas sujetas a restauración, los disturbios ocurridos han dejado legados históricos que restringen la trayectoria sucesional impidiendo el alcance del estado ecológico deseado, como ocurre a menudo (Suding y Gross, 2006; Jackson y Hobbs, 2009).

3. De manera similar a como ocurre en las zonas perturbadas, tanto la riqueza y abundancia de plantas invasoras (principalmente *P. clandestinum* y *N. glauca*) como de nativas ruderales (principalmente *B. cordata*) (Figuras 4.2, 4.4 y 4.7; Tabla 4.1) son el efecto de un impacto duradero de la transformación del sustrato sobre la comunidad, el cual a su vez genera retroalimentaciones que mantienen al ecosistema en un estado perturbado resiliente a las acciones de restauración realizadas hasta la fecha. Norton (2009) discute que las invasiones biológicas representan causas de degradación, así como factores que afectan los procesos de restauración de los ecosistemas. Este autor sugiere que las invasiones pueden provocar cambios irreversibles, ya que la estructura del ecosistema probablemente será diferente a la existente antes de la invasión, lo cual se debe a la eventual imposibilidad de erradicar a las especies invasoras y al hecho de que éstas a menudo siguen ejerciendo presiones sustanciales sobre la biodiversidad nativa, aun cuando son mantenidas en cantidades mínimas. A la fecha, no se ha logrado una completa erradicación de las especies invasoras en ninguna de las zonas sujetas a acciones de restauración. De entre éstos, A8 y A11 presentan una mayor dominancia de estas especies, También en el bosque seco de Hawaii, se ha observado que los pastos invasores limitan la supervivencia y crecimiento de las plantas nativas, principalmente por ventajas en la competencia por la escasa humedad disponible (Thaxton *et al.*, 2009); este proceso también podría estar favoreciendo la dominancia de *P. clandestinum* por desplazamiento competitivo en el matorral xerófilo de la REPSA.

El análisis de componentes principales (Figura 4.7) ilustra uno de los resultados esperados: que las zonas sujetas a restauración presentan trayectorias divergentes entre

sí tendientes en distintas medidas a alejarse del estado perturbado y parecerse al de las zonas conservadas de referencia, siendo más notable esta divergencia en el caso de A11. Desde luego que esta apreciación es limitada dado el hecho de que se trata de una evaluación instantánea, que debe ser corroborada con monitoreos a largo plazo. Sin embargo, las observaciones realizadas en este estudio, junto con las observaciones realizadas por González-Rebeles (2011) y Muñoz-Saavedra (2013) en A8 y A11 sugieren que:

1. Las divergencia en las trayectorias de recuperación de A8 y A11 se explican en buena medida por las diferencias en los tipos e intensidades de acciones de restauración realizadas, así como por el estado inicial, siendo A8 de entre las dos la que conserva condiciones más adversas para la restauración.
2. Las acciones de restauración en A8 constituyen un buen punto de arranque y se aprecia una recomposición parcial de la estructura de la vegetación. Sin embargo, el éxito en esta zona es muy limitado y la vegetación podría tender a regresar a un estado propio de las zonas más perturbadas si no se realizan acciones de restauración adicionales.
3. La estructura de la vegetación de A11 se ha diferenciado de la de las zonas perturbadas, pero muestra una divergencia con respecto a las ZCR caracterizada por la dominancia de plantas nativas ruderales, principalmente *B. cordata*, así como una presencia importante de *P. clandestinum* (Figuras 4.2 y 4.7). La configuración de la comunidad en esta zona podría ser, en parte y de manera secundaria a la permanencia de un sustrato transformado, producto de la secuencia de colonización de las plantas, ya que el orden en el que los colonizadores arriban a un hábitat puede resultar en interacciones positivas o negativas entre los miembros de la comunidad en desarrollo (Menninger y Palmer, 2006). Un ejemplo de esto ocurre en el bosque seco de Hawaii (otro ecosistema caracterizado por un sustrato basáltico). En éste se ha observado que si el árbol exótico *Myrica faya* se establece e invade los suelos volcánicos, la nativa dominante *Metrosideros polymorpha* no se regenera (Walker y Vitousek, 1991). La primera planta colonizadora en A11 fue la invasora *P. clandestinum* debido a que la tierra depositada junto con la roca basáltica fragmentada tenía rizomas de dicho pasto. Al poco tiempo fue acompañada de algunas

nativas ruderales como *W. urens* y *B. cordata*, llegando esta última a convertirse en dominante del estrato arbustivo. Hace falta un mayor seguimiento de esta zona para determinar si por sí mismo puede converger más con las ZCR, o bien, dicha convergencia es difícil y el ecosistema tiende a permanecer en otro estado alternativo distinto tanto al de las ZCR como al de las ZP, una nueva configuración histórica que, aunque no equivaldría al objetivo originalmente buscado, sería aceptable en la medida en que tiene atributos funcionales deseables (Hobbs *et al.*, 2009; Jackson y Hobbs, 2009). En este sentido, A11 cumple con ser el hábitat de vertebrados característicos del ecosistema del Pedregal de San Ángel, tales como *Crotalus molossus*, *Didelphis virginiana* y *Bassariscus astutus* (San José-Alcalde, 2010). La permanencia en ausencia de manipulación en esas condiciones sería evidencia empírica de que éste es un estado alternativo al que tiende la comunidad (Beisner *et al.*, 2003).

2. La única zona que tiende a la convergencia directa con las zonas no conservadas es SO (Figura 4.7). Es posible que luego de la recuperación del sustrato baste con la regeneración natural para la recuperación de atributos estructurales propios de la vegetación de las ZCR, aunque en ausencia de un manejo especial, podría tender a divergir del estado deseado.

Habitualmente en la restauración, las recuperaciones incompletas se deben a que las limitaciones a la sucesión, que eventualmente conduciría al sistema hacia el estado deseable, no se auto corrigen con el tiempo (Suding, 2011). En el caso de la REPSA, la limitación más importante es la pérdida de integridad del sustrato basáltico, que a su vez favorece la presencia de plantas invasoras. Considerando las dificultades para superar dicha limitación, se deben contemplar planes más integrales para la remoción de estas especies ya que un cese en su control podría resultar en una reversión del ecosistema hacia un estado altamente degradado perdiendo rápidamente lo que se ganó en el corto plazo (D'Antonio y Meyerson, 2002; Norton, 2009).

Thaxton *et al.* (2009), señala que los métodos más efectivos para erradicación de pastos invasores en el ecosistema con sustrato basáltico de Hawaii son la poda, la sombra sobre el pasto acompañado por el suministro de agua a las plantas nativas y la remoción

con bulldozer. Al igual que en la REPSA, la poda resulta inadecuada para grandes extensiones dado el esfuerzo humano que requiere. La aplicación de sombra junto con suministro selectivo de agua es útil en zonas donde existen remanentes de vegetación nativa cuya conservación es importante. El empleo de bulldozer es adecuado para grandes extensiones, con la acotación de que no sólo elimina a las plantas invasoras, sino también a las nativas, además de que remueve el sustrato, cosa que en el bosque seco de Hawaii no es deseable dado que el suelo, aunque somero (1500-3000 años de antigüedad), es importante para el establecimiento de las especies arbóreas nativas que se pretende conservar (Thaxton *et al.*, 2009). En el caso de la REPSA, la presencia de plantas nativas en las zonas bien delimitadas en que se presenta la invasión de *P. clandestinum* puede de momento ser prescindible si el uso de *bulldozer* garantizará la erradicación de ésta y otras especies invasoras, así como la completa remoción de material no consolidado que favorece su establecimiento, recuperando con ello la superficie basáltica. No obstante, valdría la pena considerar la permanencia de ciertos árboles o de sus troncos secos, (ya sea de *S. molle* o incluso de *E. camaldulensis*) para mantener la disponibilidad sitios de percha para las aves, considerando el interés general de conservar comunidades animales y el interés particular de que las aves favorezcan la lluvia de semillas de plantas nativas a través de sus heces (San José-Alcalde, 2010; Muñoz-Saavedra, 2013).

Por su parte, la adición de roca basáltica (acción alternativa para la recuperación parcial del sustrato) también se muestra efectiva para suprimir a las especies invasoras y dar pie a la colonización por parte de especies nativas, aunque este método puede ser difícil de aplicar en grandes extensiones tomando en cuenta el hecho de que la disponibilidad de roca extraída de canteras o de construcciones al interior de Ciudad Universitaria es limitada. Además, la heterogeneidad de la roca fragmentada es diferente a la de los macizos de lava originales, entre los cuales hay una gran variedad de unidades microambientales contrastantes entre sí, tales como grietas, hondonadas, planicies, pendientes y promontorios, originados por las diferencias en la inclinación del terreno, los accidentes del relieve original y el tiempo de enfriamiento de las distintas capas de lava (Carrillo-Trueba, 1995; Castillo-Argüero *et al.*, 2009), que pueden estar contribuyendo al

mantenimiento de la diversidad de la REPSA al generar una amplia gama de condiciones para el establecimiento y crecimiento de especies con variados requerimientos (Santibáñez-Andrade, 2005; Castillo-Argüero *et al.*, 2007). Estas diferencias de heterogeneidad topográfica pueden condicionar que la estructura de la vegetación, así como otros atributos ecológicos de las zonas sujetas a este tipo de tratamiento, no lleguen a ser equivalente a la de las zonas conservadas. Aunque esta hipótesis debe de ser puesta a prueba, dicha posibilidad sería evitada si se excava en busca de la roca volcánica en aquellas zonas donde ésta se encuentre a una profundidad somera, en tanto que los depósitos de roca se podrían reservar para la xerojardinería u otras actividades complementarias de generación infraestructura verde propia del Pedregal de San Ángel que contribuyan al mejoramiento paisajístico y a la formación de corredores biológicos en el sur de la Ciudad de México (Camarena, 2010; Suárez *et al.*, 2011). Cuando se lleve a cabo un depósito de basalto, debe hacerse una remoción lo más exhaustiva posible del material no consolidado y las capas de roca deben tener un grosor mínimo que preliminarmente podemos estimar en 1 m; de lo contrario, esta será tan somera que no desplazará a las especies invasoras, tal como ha ocurrido con los amontonamientos de roca alrededor de A8 y como probablemente sea el caso de otros amontonamientos no considerados en este estudio, sobre los cuales debe hacerse una evaluación (Figura 5.1).

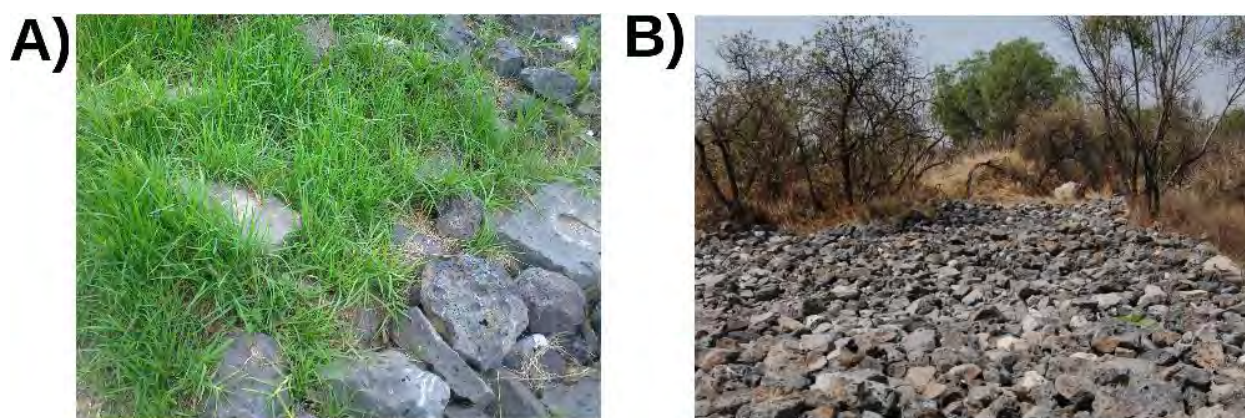


Figura 5.1. Aspecto de un amontonamiento somero de roca alrededor del área de amortiguamiento 8 (A) y de uno ubicado al interior de la Zona Núcleo Poniente (B). Fotos de mayo de 2013.

Ambos tratamientos de restauración son drásticos en el sentido de que implican reiniciar la sucesión primaria, incluyendo a la formación de suelo. Los suelos en la REPSA son escasos, poco profundos y rocosos (Rzedowski, 1954), por lo que su pérdida local momentánea no necesariamente implica una barrera a la restauración sino, al contrario, una oportunidad para controlar el curso de la sucesión ecológica en un entorno en que difícilmente se establecerán especies invasoras, o en que por lo menos se les podrá controlar con mayor facilidad en los primeros establecimientos. Por ejemplo, Mendoza-Hernández *et al.* (2013), señalan la posibilidad de la facilitación del establecimiento de múltiples especies nativas mediante la siembra controlada de núcleos de plantas tolerantes al estrés bajo cuyo dosel se forman microambientes favorables; en el caso del remanente del Pedregal que se encuentra en el Parque Ecológico de la Ciudad de México, situado en una zona cuya vegetación se caracteriza por la dominancia de *Quercus rugosa* (Rzedowski, 1954), dicho núcleo podría estar conformado por *Ageratina glabrata*, *Sedum oxypetalum* y *B. cordata*, aunque podría ser distinto en la REPSA, en parte por el potencial carácter dominante de *B. cordata*, como el que se observa en A11. En cualquier caso, la puesta en marcha de acciones de restauración en otras zonas perturbadas de la REPSA ofrecería oportunidades para probar múltiples hipótesis en ecología de restauración, con múltiples réplicas que permitan estudios más robustos. Pero, más importante aún, esto también mejoraría la calidad de los servicios ambientales de esta reserva. En ese sentido, debe hacerse una mejor priorización de las zonas que se restaurará a futuro.

Un lugar en que es urgente llevar a cabo acciones de restauración de gran envergadura es la Zona Núcleo Sur Oriente, ya que una gran extensión de la misma se encuentran altamente perturbada por la extracción histórica de roca, la presencia de personas, la introducción de fauna exótica y la acumulación de cascajo y otros desechos sólidos (Lot *et al.*, 2013). El amontonamiento de roca en SO fue un buen esfuerzo, salvo que la extensión de terreno afectado que abarca es tan acotada que bien podría valer la pena mover esa roca hacia otro sitio donde sea más útil.

Por último, hay que considerar que el control de las plantas invasoras no sólo depende de las acciones realizadas al interior de la REPSA sino también de las condiciones

de la región circundante, ya que el disturbio asociado a la actividad humana en los límites de las reservas ecológicas favorece la presencia de dichas especies, pudiendo incluso contribuir a que su completa erradicación sea un objetivo inviable (D'Antonio y Meyerson, 2002). Es evidente que el futuro del ecosistema que alberga la REPSA depende del mejoramiento ambiental del sur de la Ciudad de México, lo que a su vez exige cambios profundos en el conjunto de relaciones socio-ecológicas que rigen el destino de la ciudad y, por qué no decirlo, de la civilización.

6. CONCLUSIONES

Dados los resultados obtenidos, se formulan las siguientes conclusiones:

1. La especies que caracterizan un alto grado de conservación en la REPSA son: *Agave salmiana*, *Cheilanthes bonariensis*, *C. lundiger*, *Dahlia coccinea*, *Echeveria gibbiflora*, *Eupatorium petiolare*, *Mammillaria magnimamma*, *Muhlenbergia robusta*, *Phlebodium aerolatum*, *Pittocaulon praecox* y *Tagetes lunulata*.
2. Las variables que indican un alto grado de perturbación en la REPSA son las altas coberturas de las plantas *Eucalyptus camaldulensis* y *Pennisetum clandestinum*.
3. Los disturbios han tenido efectos duraderos sobre los atributos estructurales de la vegetación, manteniendo a las zonas perturbadas, principalmente a los tiraderos de cascajo, con una baja diversidad y una alta dominancia de especies invasoras, principalmente *Eucalyptus camaldulensis* y *Pennisetum clandestinum*. La regeneración natural no basta para recuperar características propias de zonas conservadas.
4. La recuperación en las zonas sujetas a acciones de restauración es incompleta, aunque se ha logrado acotar la dominancia de las especies invasoras favoreciendo el incremento en la cobertura de especies nativas, principalmente ruderales.
5. La principal barrera a la restauración es la permanencia de cascajo, tierra y otros desechos ajenos al ecosistema que cubren el sustrato basáltico, favoreciendo especies invasoras, en particular *Pennisetum clandestinum*.
6. Tanto la adición de roca basáltica como la remoción del material no consolidado no se han aplicado con suficiente rigor o con la suficiente intensidad. La primera, aunque preliminarmente se ha mostrado más efectiva, se ha realizado en áreas muy limitadas, en zonas donde hubiera sido más conveniente retirar el sustrato ajeno al sitio, formando una capa de roca demasiado somera, o depositando roca mezclada con tierra. La segunda ha sido realizada a muy pequeña escala y dejando aún grandes cantidades de sustrato exótico. En ese sentido, el potencial de ambas estrategias de intervención para la recuperación de los atributos estructurales de la vegetación aún se encuentra subvalorado.

7. RECOMENDACIONES PARA LA RESTAURACIÓN

Con base en los datos obtenidos, se formulan las siguientes recomendaciones:

1. Tener una visión paisajística de la REPSA integrando información geográfica sobre la vegetación, topografía, edafología y disturbios, como la disponible en *Lot et al.* (2013), identificando y caracterizando los distintos parches que conforman a la reserva y zonas aledañas.
2. En función de esto, mejorar el manejo y definir en qué áreas de la REPSA se requieren acciones de restauración con mayor urgencia, coordinando centralmente a todas las instancias de investigación y administrativas involucradas en su manejo para determinar las estrategias de restauración que requiere cada zona y decidir la correspondiente asignación de recursos humanos y económicos (que hay que ingeniarnos para conseguir). En particular, se sugiere formular planes para la restauración de la Zona Núcleo Sur Oriente.
3. Valorar con mayor detenimiento en qué casos es más conveniente desenterrar la roca basáltica y en qué casos lo es depositar roca fragmentada, dando prioridad a la primera opción.
4. Racionar la roca fragmentada de que se dispone para hacer amontonamientos con fines de recuperación del Pedregal, asignando un lugar provisional para depositarla en tanto que se decide a qué zonas se destinará. En ese sentido, hay que evitar el desperdicio de roca, tiempo, esfuerzo y dinero en amontonamientos someros que poco contribuyen a la restauración.

LITERATURA CITADA

- Alandro-Lubel, M. A., M. Reyes-Santos y F. Olvera-Bautista. 2009. Diversidad de los protozoos ciliados. Pp. 61-68, en: A. Lot y Z. Cano-Santana (eds.). *Biodiversidad del Ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Antonio-Garcés, J. 2008. Restauración Ecológica de la Zona de Amortiguamiento 8 de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel, D.F (México). Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Antonio-Garcés, J., 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: A. Lot y Z. Cano-Santana (eds.). *Biodiversidad del Ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Ayala, M. 2014. La comunidad vegetal y abundancia de dos artrópodos en el área A8 de la Reserva del Pedregal de San Ángel tras cuatro años de acciones de restauración. Tesis profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México. 64 pp.
- Begon, M., C. R. Townsend y J. L. Harper. 2006. *Ecology. From Individuals to Ecosystems*. Blackwell Publishing, Oxford. 738 pp.
- Beisner, B. E., D. T. Haydon y K. Cuddington. 2003. Alternative stable states in Ecology. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7: 376-382.
- Bradshaw, A. D. 1992. The biology of land restoration. Pp. 25-44, en: S. K. Jain y L. W. Botsford (eds.). *Applied Population Biology*. Kluwer Academic Publishers. Amsterdam.
- Block, W. M., A. B. Franklin., J. P. Ward, Jr., J. L. Ganey y G. C. White. 2001. Design and Implementation of Monitoring Studies to Evaluate the Success of Ecological Restoration on Wildlife. *Restoration Ecology*, 9: 293-303.

- Bullock, J. M., J. Aronson, A. C. Newton, R. F. Pywell y J. M. Rey-Benayas. 2011. Restoration of ecosystem services and biodiversity: conflicts and opportunities. *Trends in Ecology and Evolution*, 26: 541-549.
- Camarena, P. 2010. *Xerojardinería. Guía para el diseño de los jardines de Ciudad Universitaria*. 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. 1994. Flujo de energía a través de *Sphenarium purpurascens* (Orthoptera: Acrididae) y productividad primaria neta aérea en una comunidad xerófita. Tesis de doctorado. UACP y P-CCH y Centro de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México, México. 198 pp.
- 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: K. Oyama y A. Castillo (coords.). *Manejo, Conservación y Restauración de Recursos Naturales en México*. Siglo XXI y Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Cano-Santana, Z., M. San José, M. Ayala, E. Saucedo-Morquecho, A. Garmendia-Corona, J. Antonio-Garcés, M. Peña, M. Villeda, A. Orozco Segovia, G. González-Rebeles y R. Muñoz-Saavedra. 2010. Cambios de la vegetación y la fauna de un pedregal sometido a restauración ecológica en el Centro de México. III International Symposium of Ecological Restoration. Villa Clara, Cuba, septiembre 13-19.
- Carrillo-Trueba, C. 1995. *El Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F. 177 pp.
- Castillo-Argüero, S., G. Montes-Cartas, M. A. Romero-Romero, Y. Martínez-Orea, P. Guadarrama-Chávez, I. Sánchez-Gallen 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.
- Castillo-Argüero, S., Y. Martínez-Orea, M. A. Romero-Romero, P. Guadarrama-Chávez, O. Nuñez-Castillo, I. Sánchez-Gallen y J. A. Meave. 2007. *La Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel: Aspectos Florísticos y Ecológicos*. Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F. 294 pp.
- Castillo-Argüero, S., Y. Martínez-Olea, J. A. Meave, M. Hernández-Apolinar, O. Nuñez-Castillo, G. Santibañes-Andrade y P. Guadarrama-Chávez. 2009. Flora: susceptibilidad de la comunidad a la invasión de malezas nativas y exóticas. Pp. 107-117, en: A. Lot y Z. Cano-Santana (eds.). *Biodiversidad del Ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Carabias, J., J. Meave, T. Valverde y Z. Cano-Santana. 2009. *Ecología y Medio Ambiente en el Siglo XXI*. Pearson y Prentice Hall, México. 250 pp.
- Chávez-Castañeda, N. y M. A. Gurrola-Hidalgo. 2009. Avifauna. Pp. 261-275, en: A. Lot y Z. Cano-Santana (eds.). *Biodiversidad del Ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Colautti, R. I. y H. J. MacIsaac. 2004. A neutral terminology to define "invasive species". *Biodiversity Research*, 10: 135-141.
- Cronk, Q. C. B. y J. L. Fuller. 1995. *Plant invaders: the threat to natural ecosystems*. Chapman & Hall, Londres, 241 pp.
- Daily, G. C., S. Polasky, J. Goldstein, P. M. Kareiva, H. A. Mooney, L. Pejchar, T. H. Ricketts, J. Salzman y R. Shallenberg. 2009. Ecosystem services in decision making: Time to deliver. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7: 21-28.
- D'Antonio, C. y L. A. Meyerson. 2002. Exotic plants species as problems and solutions in ecological restoration: a synthesis. *Restoration Ecology*, 10: 703-713.
- Delgadillo, C. y A. Cárdenas. Musgos y otras briofitas de importancia en la sucesión primaria. Pp. 101-105, en: A. Lot y Z. Cano-Santana (eds.). *Biodiversidad del*

- Ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Espinosa-García, F. 1996. Revisión sobre la alelopatía de *Eucalyptus* L'Herit. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 58:55-74.
- 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.
- Gómez-Aparicio, L. 2009. The role of plant interactions in the restoration of degraded ecosystems: a meta-analysis across life-forms and ecosystems. *Journal of Ecology*, 97: 1202-1214.
- González-Rebeles, G. 2011. Efecto de cinco años de restauración sobre la comunidad vegetal y dos poblaciones de artrópodos en el área A11 de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México. 86 pp.
- Grime, J. P. 1977. Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *The American Naturalist*, 11: 1169-1194.
- Harris, J. A. y R. Van Diggelen. 2006. Ecological restoration as project for global society. Pp. 3-15, en: van Andel J. y J. Aronson (eds.). *Restoration Ecology*. The New Frontier. Blackwell Publishing, Padstow.
- Hernández-Herrerías, L. B. 2011. Estructura de la comunidad vegetal y de dos poblaciones animales en zonas conservadas y perturbadas de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México. 52 pp.
- Herrera-Campos, M. A. y R. Lücking. 2009. Líquenes. Pp. 81-94, en: A. Lot y Z. Cano-Santana (eds.). *Biodiversidad del Ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Hobbs, R. J. y L. F. Huenneke. 1992. Disturbance, Diversity, and Invasion: Implications for conservation. *Conservation Biology*, 6: 324-377.

- Hobbs, R. J. y V. A. Cramer. 2008. Restoration ecology: Interventionist approaches for restoring and maintaining ecosystem function in the face of rapid environmental change. *Annual Review of Environment and Resources*, 33: 39-61.
- Hobbs, R. J., E. Higgs y J. A. Harris. 2009. Novel ecosystems: implications for conservation and restoration. *Trends in Ecology and Evolution*, 24: 599-605.
- Hobbs, R. J., D. N. Cole, L. Yung, E. S. Zavaleta, G. H. Aplet, F. S. Chapin, P. B. Landres, D. J. Parsons, N. L. Stephenson, P. S. White, D. M. Graber, E. S. Higgs, C. I. Millar, J. M. Randall, K. A. Tonnessen y S. Woodley. 2010. Guiding concepts for park and wilderness stewardship in an era of global environmental change. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 8: 483-490.
- Hobbs, R. J., L. M. Hallet., P. R. Ehrlich. y H. A. Mooney. 2011. Intervention Ecology: Applying Ecological Science in the Twenty-first century. *BioScience*, 61: 442-450.
- Hortelano-Moncada, Y., F. A. Cervantes y A. Trejo. 2009. Mamíferos silvestres. Pp. 277-293, en: A. Lot y Z. Cano-Santana (eds.). *Biodiversidad del Ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Jackson, S. T. y R. J. Hobbs. 2009. Ecological restoration in the light of ecological history. *Science*, 325: 567-568.
- Keane, R. M. y C. J. Crawley. 2002. Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis. *Trends in Ecology and Evolution*, 17, 164-170.
- Kleijn, D. 2003. Can establishment characteristics explain the poor colonization success of late successional grassland species on ex-arable land?. *Restoration Ecology*, 11: 131-138.
- Li J., D. Xu y G. Wang. 2008. Weed inhibition by sowing legume species in early succession of abandoned fields on Loess Plateau, China. *Acta Oecologica*, 33: 10-14.
- Lonsdale, W. N. 1999. Global patterns of plant invasions and the concept of invasibility. *Ecology*, 80: 1522-1536.

- Lot, A. y P. Camarena. 2009. El Pedregal de San Ángel de la Ciudad de México: reserva ecológica urbana de la Universidad Nacional. Pp. 19-25, en: A. Lot y Z. Cano-Santana (eds.). *Biodiversidad del Ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Lot, A., M. Pérez Escobedo, G. Gil Alarcón, S. Rodríguez Palacios y P. Camarena. 2013. *La Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel: Atlas de riesgos*. Universidad Nacional Autónoma de México, México. 51 pp.
- Mack, M. C., C. M. D'Antonio y R. E. Ley. 2001. Alterations of ecosystem nitrogen dynamics by ecotic plants: A case study of C-4 grasses in Hawaii. *Ecological Applications*, 11: 1323-1335.
- Magurran, A. E. 2004. *Measuring biological diversity*. Blackwell, Oxford. 256 pp.
- Méndez de la Cruz, F. R., A. H. Díaz de la Vega-Pérez y V. H. Jiménez-Arcos. 2009. Pp. 243-260, en: A. Lot y Z. Cano-Santana (eds.). *Biodiversidad del Ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Mendoza-Hernández, P. E., A. Orozco-Segovia e I. Pisanty. 2010. Germination, emergence and survival of *Buddleja cordata* in an urban forest. *Ecological Restoration*, 28: 263-265.
- Mendoza-Hernández, P. E., A. Orozco-Segovia, J. A. Meave, T. Valverde y M. Martínez-Ramos. 2013. Vegetation recovery and plant facilitation in a human-disturbed lava field in a megacity: searching tools for ecosystem restoration. *Plant Ecology*, 214: 153-167.
- Menninger, H. L. y M. A. Palmer. 2006. Restoring Ecological Communities : From Theory to Practice. Pp. 88-112, en: D. A. Falk, M. A. Palmer y J. B. Zedler (eds.). *Foundations of Restoration Ecology*. Island Press, Washington.
- Muñoz-Saavedra, R. 2013. Efecto de cinco años de restauración sobre la comunidad vegetal y dos poblaciones de artrópodos en el área A8 de la Reserva del Pedregal de San Ángel. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México. 82 pp

- Morris, C. (ed.). 1992. *Academic Press Dictionary Of Science and Technology*. Academic Press, San Diego. 2432 pp.
- Nava-López, M., J. Jujnovski, R. Salinas-García, J. Álvarez-Sánchez y L. Almeida-Leñero. 2009. Servicios ecosistémicos. Pp. 51-60, en: A. Lot y Z. Cano-Santana (eds.). *Biodiversidad del Ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Norton, D. A. 2009. Species Invasions and the Limits to Restoration: Learning from the New Zeland experience. *Science*, 325: 569-570.
- Novelo, E., M. Edith-Ponce y R. Ramírez. 2009. Las microalgas de la Cantera Oriente. Pp. 71-80, en: A. Lot y Z. Cano-Santana (eds.). *Biodiversidad del Ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Palmer, M. A., D. A. Falk, y B. Zedler. 2006. Ecological theory and restoration ecology. Pp. 1-10, en: D. A. Falk, M. A. Palmer y J. B. Zedler (eds.). *Foundations of restoration ecology*. Island Press, Washington.
- Peralta, H., A. y J. Prado M. 2009. Los límites y la cartografía. Pp. 27-42, en: A. Lot y Z. Cano-Santana (eds.). *Biodiversidad del Ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Primack, R. B. 2006. *Essentials of Conservation Biology*. Sinauer Associates, Sunderland.
- Primack, R. y F. Massardo. 2001. Restauración ecológica. Pp. 559-582, en: R. Primack, R. Rozzi, P. Feinsinger, R. Dirzo y F. Massardo (eds.); *Fundamentos de Conservación Biológica: Perspectivas Latinoamericanas*. Fondo de Cultura Económica, México.
- Primack, R., R. Rozzi, P. Feinsinger y F. Massardo. 2001. Especies exóticas, enfermedades y sobreexplotación. Pp. 225-252, en: R. Primack, R. Rozzi, P. Feinsinger, R. Dirzo y F. Massardo (eds.). *Fundamentos de Conservación Biológica. Perspectivas Latinoamericanas*. Fondo de Cultura Económica, México.
- Rejmánek, M. 2000. Invasive plants: approaches and predictions. *Austral Ecology*, 25: 497-506.

- Resh, V.H., A.V. Brown, A.P. Covich, A.L. Sheldon, J.B. Wallace y R.C. Wissman. 1988. The role of disturbance in stream hydrology. *Journal of the North American Benthological Society*, 7:433-455.
- Rey Benayas, J. M., A. C. Newton, A. Diaz y J. M. Bullock. 2009. Enhancement of Biodiversity and Ecosystem Services by Ecological Restoration: A meta analysis. *Science*, 325: 1121-1124.
- Richardson, D. M. y W. Bond. 1991. Determinants of plant distribution: Evidence from pine invasions. *The American Naturalist*, 137; 639-668.
- Richardson, D., P. Pysek, M. Rejmánek, M. Barbour, F. Panetta y C. West. 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions*, 6: 93-107.
- Rueda-Salazar, A. M. y Z. Cano-Santana. 2009. Artropodofauna. Pp. 170-201, en: A. Lot y Z. Cano-Santana (eds.). *Biodiversidad del Ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Ruiz-Jaén, M. C. y T. M. Aide. 2005a. Vegetation structure, species diversity, and ecosystem processes as measures of restoration success. *Forest ecology and management*, 218: 159-173.
- Ruiz-Jaen, M. C. y T. M. Aide. 2005b. Restoration Success: How is it being measured? *Restoration Ecology*, 13: 569-577.
- Rzedowski, J. 1954. Vegetación del Pedregal de San Ángel (Distrito Federal, México). *Anales de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, Instituto Politécnico Nacional, México*, 1-2: 59-129.
- Rzedowski, G. C. y J. Rzedowski. 2001. Flora Fanerogámica del Valle de México. Instituto de Ecología, A.C., Centro Regional del Bajío y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Morelia, Michoacán. 1406 pp.
- 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. México. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. 74 pp.

- Santibáñez-Andrade, G. 2005. Caracterización de la heterogeneidad ambiental en la Reserva del Pedregal de San Ángel. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México. 67 pp.
- Saucedo-Morquecho, E. A. 2011. Regeneración de la comunidad vegetal y de dos poblaciones de artrópodos durante un proceso de restauración ecológica en el área de amortiguamiento 8 de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel, D.F. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México. 96 pp.
- Segura-Burciaga, 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 G. Brundu, J. Brock, I. Camarada, K. Child y M. Wade (eds.). *Plant Invasions: Species Ecology and Ecosystem Management*. Backhuys Publishers, Leiden, Holanda.
- Segura-Burciaga, S. G. 2005. Las especies introducidas: ¿benéficas o dañinas? Pp. 127-133, en: Sánchez, O., E. Peters, R. Márquez-Huitzil, E. Vega, G. Portales, M. Valdez y D. Azuara (eds.). *Temas sobre Restauración Ecológica*. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- SER, Society for Ecological Restoration International. 2004. Principios de SER International sobre la restauración ecológica. Grupo de trabajo sobre ciencia y políticas. En: <www.ser.org>. Fecha de consulta: 22 de marzo de 2011.
- Siebe, C. 2000. Age and archaeological implications of Xitle volcano, southwestern basin of Mexico-City. *Journal of Vulcanology and Geothermal Research*, 104: 45-64.
- Sousa, W. 1984. The role of disturbance in natural communities. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 15: 353-391.
- Suárez, A., P. Camarena, I. Herrera y A. Lot. 2011. *Infraestructura verde y corredores ecológicos de los pedregales: ecología urbana del sur de la Ciudad de México*. Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F. 86 pp.

- Suding, K. N. 2011. Toward an era of restoration in ecology: Successes, failures, and opportunities ahead. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 42, 465–487.
- Thaxton, J. M., S. Corell, R. J. Cabin y D. R. Sandquist. 2012. Non-native grass removal and shade increase soil moisture and seedling performance during hawaiian dry forest restoration. *Restoration Ecology*, 20:475-482.
- Turner, M. G., S. L. Collins, A. E. Lugo, J.J. Magnuson, T. S. Rupp y F. J. Swanson. 2003. Disturbance dynamics and ecological Response: the contribution of long-term ecological research. *BioScience*, 3: 46-56.
- Valenzuela, V. H., T. Herrera y E. Pérez-Silva. 2009. Macromicetos. Pp. 95-100, en: A. Lot y Z. Cano-Santana (eds.). *Biodiversidad del Ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- 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 Mexicana*, 9: 13-30.
- Vega, E. y E. Peters. 2007. *Conceptos Generales Sobre el Disturbio y sus Efectos en los Ecosistemas*. en: http://www.ine.gob.mx/publicaciones/libros/395/vega_peters.html.
Fecha de consulta: 12 de mayo de 2011.
- Villaseñor, J. L. y F. Espinosa-García. 2004. The alien flowering plants of México. *Diversity and Distributions*, 10: 113-123.
- Villeda-Hernández, M. 2010. Estructura de la comunidad vegetal y abundancia de *Sphenarium purpurascens* (Orthoptera) y *Peromyscusgratus* (Rodentia) en el área del "Vivero Alto" de la Reserva del Pedregal de San Ángel sujeta a acciones de restauración. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Vitousek, P. M., C. M. D'Antonio, L. L. Loope, M. Rejmanek y R. Westerbrooks. 1997. Introduced species: a significant component of human-caused global change. *New Zealand Journal of Ecology*, 21: 1-16.

- Walker, L. R. y Vitousek, P. M. 1991. An invader alters germination and growth of a native dominant tree in Hawai'i. *Ecology*, 72: 1449-1455.
- White, P. S. 1979. Pattern, process, and natural disturbance in vegetation. *Botanical Review*, 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: 607-615.
- Wortley, L., J. Hero y M. Howes. 2013. Evaluating ecological restoration success: A review of the literature. *Restoration ecology*, 21: 537-543.
- Zamora, R. 2002. La restauración ecológica: una asignatura pendiente. *Ecosistemas*, XI: 1. Disponible en: <<http://www.um.es/gtiweb/adrico/medioambiente/restauración-pendiente.htm>>. Fecha de consulta: 11 de mayo de 2011.
- Zar, J. H. 2010. *Biostatistical analysis*. Prentice Hall, Upper Saddle River, Nueva Jersey, 944 pp.

Apéndice

Lista de especies nativas no ruderales (NNR), nativas ruderales (N) e invasoras (I) registradas en este estudio. Los asteriscos (*) significan presencia en el sitio de estudio correspondiente correspondiente a cada columna.

Familia	Especie	Tipo	Zona											
			A8	A11	SO	ZCR1	ZCR2	ZCR3	ZCR4	ZCR5	ZP1	ZP2	ZP3	ZP4
PTERIDOPHYTA y afines														
Aspleniaceae	<i>Asplenium praemorsum</i> Swartz	NNR						*						
	Sp. 2	NNR				*								
Polypodiaceae	<i>Phlebodium aerolatum</i> (Humb. Et Bonpl. Ex Willd.) J. Sm.	NNR	*	*		*	*	*	*	*				
	<i>Polypodium polypodioides</i> (L.) Watt	NNR						*	*	*				
Pteridiaceae	<i>Astrolepis sinuata</i> D.M. Benham & Windham	NNR	*		*			*	*	*		*	*	
	<i>Cheilanthes bonariensis</i> (Willdenow.) Proctor.	NNR	*			*	*	*	*	*				
	<i>Cheilanthes farinosa</i> (Forssk.) Kaulf.	NNR						*						
	<i>Cheilanthes Kaulfussii</i> Kunze	NNR						*						
	<i>Cheilanthes lendigera</i> (Cav.) Swartz	NNR			*	*		*	*	*	*			
	<i>Cheilanthes myriophylla</i> Desv.	NNR						*		*				
	<i>Pellaea ovata</i> (Desv.) Weath	NNR			*			*	*					
MAGNOLIOPSIDA														
Acanthaceae	<i>Dicliptera peduncularis</i> Nees	NR	*											
Amaranthaceae	<i>Iresine cassiniiformis</i> Schauer.	NNR				*	*			*	*			
Anacardiaceae	<i>Schinus molle</i> L.	I	*		*				*	*		*	*	
Apiaceae	Sp. 1	NR							*					
	<i>Arracacia toluensis</i> (Kunth) Hemsl.	NNR						*						
Asclepiadaceae	<i>Asclepias linaria</i> Cav.	NNR								*				
	<i>Funastrum elegans</i> (Decne.) Schltr.	NNR						*						
	<i>Gonolobus uniflorus</i> Kunth	NNR						*						
	<i>Metastelma angustifolium</i> Torr.	NNR			*			*	*	*				
	<i>Ageratina</i> sp. 1	NR				*								
	<i>Ageratina</i> sp. 2	NR		*										
	<i>Ageratum corymbosum</i> Zuccagni	NR								*				
	<i>Baccharis</i> sp.	NR				*	*							
	<i>Bidens aurea</i> (Aiton) Sherff	NR					*		*					
	<i>Bidens bigelovii</i> A. Gray	NR							*	*				
	<i>Bidens odorata</i> Cav.	NR		*					*		*		*	
<i>Bidens ostruthioides</i> (DC.) Sch. Bip.	NNR							*						
<i>Bidens pilosa</i> L.	NR		*							*				
<i>Bidens serrulata</i> (Poir.) Desf.	NR		*	*						*				
<i>Brickellia secundiflora</i> (Lag.) A. Gray	NR				*		*							
<i>Brickellia</i> sp.	NR								*					

		Tipo	Zona											
			A8	A11	SO	ZCR1	ZCR2	ZCR3	ZCR4	ZCR5	ZP1	ZP2	ZP3	ZP4
Convolvulaceae	<i>Ipomoea purpurea</i> (L.) Roth.	NR	*	*		*	*		*	*	*			
Crassulaceae	<i>Echeveria gibbiflora</i> DC.	NNR		*	*	*	*	*	*	*	*			
	<i>Sedum oxypetalum</i> Kunth.	NNR						*	*					
Cucurbitaceae	<i>Sicyos deppei</i> G. Don	NR			*							*		
Euphorbiaceae	<i>Euphorbia anychioides</i> (Boiss.) Millsp.	NNR				*	*							
	<i>Ricinus communis</i> L.	I	*	*	*						*		*	*
Fabaceae	<i>Cologania broussonetii</i> (Balb.) DC.	NR							*	*				
	<i>Dalea foliolosa</i> (Aiton) Banerby	NR					*							
	<i>Dalea foliosa</i> (A. Gray) Banerby	NR		*		*		*						
	<i>Dalea humilis</i> G. Don	NNR								*				
	<i>Desmodium grahamii</i> A. Gray	NNR					*							
	<i>Eysenhardtia polystachya</i> (Ortega) Sarg.	NNR		*			*							
	<i>Phaseolus pedicellatus</i> Benth	NNR										*		
	<i>Phaseolus vulgaris</i> L.	NR			*									
Fagaceae	<i>Quercus deserticola</i> Trel.	NNR				*	*							
Geraniaceae	<i>Geranium seemannii</i> Peyr.	NR	*			*			*					
Hydrophyllaceae	<i>Wigandia urens</i> (Ruiz et Pav.) Kunth	NR	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
	<i>Leonotis nepetifolia</i> (L.) R. Brown	I					*							*
Lamiaceae	<i>Salvia mexicana</i> Sessé et Moc.	NNR	*	*		*	*	*	*	*	*	*	*	*
	<i>Salvia tiliifolia</i> Vahl	NR							*			*		
Malvaceae	<i>Anoda cristata</i> (L.) Schldtl	NR		*										
	<i>Kearnemalvastrum</i> sp.	NR	*											
	<i>Malva parviflora</i> L.	I						*						
	<i>Sida rhombifolia</i> L.	NR	*											
Mimosaceae	<i>Mimosa aculeaticarpa</i> var. <i>Biuncifera</i> (Benth) Banerby	NNR					*							
Myrtaceae	<i>Eucalyptus camaldulensis</i> Dehnh	I	*	*							*	*	*	
Nyctaginaceae	<i>Mirabilis jalapa</i> L.	NR	*	*					*		*			
Olaceae	<i>Fraxinus uhdei</i> (Wenz.) Lingelsh.	NNR								*				
Onagraceae	<i>Lopezia racemosa</i> Cav.	NR							*					
Oxalidaceae	<i>Oxalis lunulata</i> Zucc.	NNR					*		*					
	<i>Oxalis tetraphylla</i> Cav.	NNR							*					
Passifloraceae	<i>Passiflora subpeltata</i> Ortega	NNR		*	*	*	*		*					
Phytolaccaceae	<i>Phytolacca icosandra</i> L.	NR	*	*	*	*					*	*	*	
Plumbaginaceae	<i>Plumbago pulchella</i> Boiss.	NNR	*											
Polemoniaceae	<i>Loeselia mexicana</i> (Lam.) Brand	NR				*	*	*	*		*			
Polygonaceae	<i>Rumex crispus</i> L.	I	*	*										
Ranunculaceae	<i>Clematis dioica</i> L.	NR				*								

		Tipo	Zona										
			A8	A11	SO	ZCR1	ZCR2	ZCR3	ZCR4	ZCR5	ZP1	ZP2	ZP3
Resedaceae	<i>Reseda luteola</i> L.				*		*				*	*	*
Rosaceae	<i>Rubus liebmannii</i> Focke	NNR			*			*	*				
	<i>Bouvardia terniflora</i> (Cav.) Schltld.	NNR		*	*	*			*				
Rubiaceae	<i>Crusea longiflora</i> (Wild. Ex Roem. Et Schult) W.R. Anderson	NNR		*									
Sapindaceae	<i>Cardiospermum halicacabum</i> L.	NR						*	*				
	<i>Dodonaea viscosa</i> Jacq.	NNR			*		*	*	*				*
Scrophulariaceae	<i>Buddleja cordata</i> Kunth	NR	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
	<i>Buddleja sessiliflora</i> Kunth	NR		*	*	*	*	*	*				
	<i>Nicotiana glauca</i> Graham			*	*								*
Solanaceae	<i>Physalis patula</i> Mill.	NR		*									
	<i>Solanum bulbocastanum</i> Dunal	NNR	*										
	<i>Solanum nigrescens</i> M. Martens et Galeotti	NR	*		*								
Tropaeolaceae	<i>Tropaeolum majus</i> L.			*	*					*		*	*
Verbenaceae	<i>Verbena carolina</i> L.	NNR						*					
Viscaceae	<i>Phoradendron brachystachyum</i> (DC.) Nutt	NR		*			*						
	<i>Phoradendron velutinum</i> (DC.) Nutt	NR					*						
Vitaceae	<i>Cissus sicyoides</i> L.	NNR	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
LILIOPSIDA													
Agavaceae	<i>Agave salmiana</i> Otto ex Salm-Dyck	NNR		*	*	*	*	*	*				
	<i>Manfreda scabra</i> (Ort.) McVaugh	NNR		*		*		*	*	*			
Alliaceae	<i>Milla biflora</i> Cav.	NR						*					
Bromeliaceae	<i>Tillandsia juncea</i> (Ruiz & Pavón) Poir.	NNR						*	*				
	<i>Tillandsia recurvata</i> (L.) L.	NNR			*		*	*					
	<i>Commelina coelestis</i> Willd. var. <i>Coelestis</i> Willd	NR	*	*	*								
	<i>Commelina diffusa</i> Burm. f.	NNR		*							*		
Commelinaceae	<i>Gibasis linearis</i> (Benth.) Rohw eder	NNR									*		
	<i>Tinantia erecta</i> (Jacq.) Schelcht.	NR		*									
	<i>Tripogandra purpurascens</i> (Schauer) Handlos	NNR								*	*	*	*
Dioscoreaceae	<i>Dioscorea galeottiana</i> Martens	NNR	*	*		*	*	*			*		
	<i>Malaxis carnososa</i> (Kunth) C. Schw einf	NNR					*						
Orchidaceae	<i>Malaxis</i> sp.	NNR						*					
	<i>Ponthieva schaffneri</i> (Rchb. f.) E. W. Greenw .	NNR					*						
	<i>Aegopogon tenellus</i> (DC.) Trin	NNR			*	*		*	*				
	<i>Chloris virgata</i> Sw .	NR					*	*					
Poaceae	<i>Eragostis mexicana</i> (hornem.) Link	NR						*	*				
	<i>Muhlenbergia robusta</i> (E. Fourn.) Hitchc.	NNR	*	*		*	*	*	*	*	*	*	*
	<i>Pennisetum clandestinum</i> Hocst.ex. Steud		*	*	*	*			*	*	*	*	*
	<i>Rhynchelytrum repens</i> (Willd.) C.E. Hubb.		*	*	*	*	*	*	*	*			*