



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA
DE MÉXICO**

FACULTAD DE CIENCIAS

**“Estructura de la comunidad vegetal y de dos poblaciones
animales en zonas conservadas y perturbadas de la
Reserva Ecológica 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 :

LEÓN BARTOLOMÉ HERNÁNDEZ HERRERÍAS



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

2011



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.



UNIVERSIDAD NACIONAL
AUTÓNOMA DE
MÉXICO

FACULTAD DE CIENCIAS
Secretaría General
División de Estudios Profesionales

Votos Aprobatorios

DR. ISIDRO ÁVILA MARTÍNEZ
Director General
Dirección General de Administración Escolar
Presente

Por este medio hacemos de su conocimiento que hemos revisado el trabajo escrito titulado:

Estructura de la comunidad vegetal y de dos poblaciones animales en zonas conservadas y perturbadas de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel

realizado por **Hernández Herrerías León Bartolomé** con número de cuenta **3-0055313-4** quien ha decidido titularse mediante la opción de **tesis** en la licenciatura en **Biología**. Dicho trabajo cuenta con nuestro voto aprobatorio.

Propietario Dra. María Teresa Valverde Valdés

Propietario Dr. Carlos Martorell Delgado

Propietario Tutor Dr. Zenón Cano Santana

Suplente M. en C. Iván Israel Castellanos Vargas

Suplente M. en C. Sonia María Juárez Orozco

Atentamente,

“POR MI RAZA HABLARÁ EL ESPÍRITU”

Ciudad Universitaria, D. F., a 16 de mayo de 2011

EL JEFE DE LA DIVISIÓN DE ESTUDIOS PROFESIONALES

ACT. MAURICIO AGUILAR GONZÁLEZ

Señor sinodal: antes de firmar este documento, solicite al estudiante que le muestre la versión digital de su trabajo y verifique que la misma incluya todas las observaciones y correcciones que usted hizo sobre el mismo.

MAG/CZS/cigs

Hay hombres que luchan un día
y son buenos,
hay otros que luchan un año
y son mejores,
hay quienes luchan muchos años
y son muy buenos,
pero hay quienes luchan toda la vida
esos son los imprescindibles.

Bertolt Brecht

A mis padres, un par de imprescindibles

ÍNDICE

I. AGRADECIMIENTOS	1
II. RESUMEN	2
III. ABSTRACT	4
1. INTRODUCCIÓN	5
1.1 Concepto de disturbio	5
1.2 Impacto del disturbio en comunidades vegetales	5
1.3 Impacto del disturbio en vertebrados	6
1.4 El disturbio en el Pedregal de San Ángel	8
1.5 Justificación	10
2. OBJETIVOS E HIPÓTESIS	11
3. MÉTODOS	12
3.1 Sitio de estudio	12
3.2 Especies de estudio	13
3.3 Selección y diseño de las parcelas de estudio	14
3.4 Muestreos	16
3.5 Análisis de datos	19
4. RESULTADOS	21
4.1 Comunidad vegetal	21
4.2 Densidad y biomasa de <i>Sphenarium purpurascens</i>	24
4.3 Abundancia de <i>Peromyscus gauts</i>	26
4.4 Análisis global	28
5. DISCUSIÓN	31
5.1 Efecto de los disturbios sobre la comunidad vegetal	31
5.2 Efecto de los disturbios sobre las especies animales	32
5.3 Contraste entre los disturbios analizados	34
5.4 Recomendaciones para la restauración	35
6. CONCLUSIONES	36
LITERATURA CITADA	37
APÉNDICES	46
A1: Cobertura absoluta de especies vegetales	46
A2: Cobertura relativa de especies vegetales	49

AGRADECIMIENTOS

A la UNAM por brindarme la oportunidad de estudiar en la mejor universidad de América Latina. Un agradecimiento especial al Proyecto PAPIIT IN222006 “Evaluación del estado de conservación y restauración ecológica de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel” por financiar la investigación de la cual se desprende mi tesis y por la beca que recibí durante la realización de la misma.

Al Doctor Zenón Cano Santana, mi asesor, por todos sus consejos, lecciones y regaños, pero sobre todo por su paciencia y amistad.

A los Biól. Iván Castellanos Vargas y Marco Antonio Romero Romero por el apoyo técnico y el mantenimiento del equipo de cómputo.

Al Dr. Zenón Cano Santana y a la Biól. Yuriana Martínez Orea por ayudar a este neófito de la botánica con la identificación de mis ejemplares vegetales. Yuriana, gracias por hacer milagros con mis ejemplares y por los comentarios, dibujos, porras y demás. Ciertamente me ayudaste muchísimo.

A Víctor López, Iván Castellanos Vargas, Carlos Martorell y todos los demás que me ayudaron a dilucidar las complejas redes estadísticas que usé para desentrañar los misterios de la naturaleza.

A todas esas personas que me ayudaron con mis pesados y largos muestreos, entre ellos a mi hermano José Carlos, mi mamá (que demostró gran valentía y arrojo), Natalia Álvarez, Daniela Siliceo, Mariana Bravo y al señor Silviano Santos.

A Pablo, Natalia, Daniela, Sara y Emiliano por los años de compañía, porras y amistad.

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 profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México. 52 pp.

El autor concede permiso de reproducción completa o parcial y distribución de este trabajo para fines educativos y sin fines de lucro, siempre y cuando sea citado. Para otros fines, se reserva los derechos de autor.

RESUMEN

La Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel (REPSA), un relicto de la gran área cubierta por el pedregal formado a partir de los derrames del volcán Xitle hace aproximadamente 1650 años, se ha visto sujeta a diferentes tipos de disturbios antropogénicos. Este trabajo surgió ante la necesidad de saber de qué forma le afectan a la biota de la REPSA los disturbios que consideramos más importantes, para así poder sugerir estrategias informadas de restauración ecológica. Por ello se buscó conocer el efecto de los incendios, los tiraderos de cascajo y de la extracción de basalto en canteras sobre la estructura de la comunidad vegetal y sobre la densidad de dos especies animales importantes (el chapulín *Sphenarium purpurascens* y el ratón *Peromyscus gratus*). Se realizaron muestreos para conocer la densidad y biomasa de *S. purpurascens* y la densidad de *P. gratus*. También se muestreó la comunidad vegetal para conocer su diversidad y dominancia en sitios con diferentes tipos de disturbio. Se encontró que los incendios son un disturbio de bajo impacto, ya que no tienen un efecto significativo sobre la estructura de la comunidad vegetal o sobre la densidad y biomasa de *S. purpurascens*, y aunque se encontró una menor tasa de captura de *P. gratus* en estos sitios, la densidad estimada de este roedor en todos los sitios a pesar del tipo de disturbio se encontró dentro de los intervalos normales. En contraste, se encontró que los sitios donde se tiró cascajo fueron los más afectados, pues perdieron diversidad vegetal y fueron invadidos por especies exóticas de alta dominancia, principalmente por el pasto exótico *Pennisetum clandestinum*; además presentaron una alta densidad de *S. purpurascens*. Por otro lado, los sitios en donde se

removió el sustrato original presentaron la misma riqueza vegetal que los sitios conservados, pero registraron una alta dominancia de especies vegetales exóticas, aunque en menor medida que en los sitios con tiraderos de cascajo; así mismo, presentaron una igual densidad de *S. purpurascens* que los sitios conservados durante julio. Se concluye que la REPSA es resiliente y resistente a los incendios, pero frágil frente a los tiraderos de cascajo y a las actividades de extracción de cantera.

ABSTRACT

The “Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel (REPSA)” an ecological stony field reserve; a relic of the huge area now covered in basalt, formed by the eruptions of the Xitle volcano 1650 years ago. This area has been subject to various kinds of anthropogenic disturbances. This work stems from the need to know in what way the biota is affected by the anthropogenic disturbances that we had noted to be of significance, so as to suggest informed strategies for ecological restoration. Because of this, we wanted to know the effect of fire, construction rubble dumping and basalt extraction from quarries on the structure of vegetal community, and on density of two important animal species (the grasshopper *Sphenarium purpurascens*, and the mouse *Peromyscus gratus*). Samples were taken to determine the density and biomass of *S. purpurascens* and density of *P. gratus*. The vegetal community was also sampled in order to record its diversity and dominance in sites with different kinds of disturbances. It was found that fire is a low impact disturbance, because it has no effect over the vegetal community structure or over the density and biomass of *S. purpurascens*. Even though a lower capture rate of *P. gratus* was found in these sites, the estimated density of this rodent in all sites was inside the normal range, regardless of the type of disturbances. In contrast, it was found that sites with construction rubble were the most affected. They lost vegetal diversity, were invaded by exotic species of high dominance, mainly the invasive grass *Pennisetum clandestinum*, and showed a high density of *S. purpurascens*. On the other hand, sites where basalt was extracted showed the same vegetal richness as preserved sites, but registered a higher dominance of exotic vegetal species, but to a lesser degree than the construction rubble sites; However in the month of July, they showed equal density of *S. purpurascens* as the preserved sites. It is concluded that REPSA is resilient and resistant to fire, but fragile to construction rubble dumping and basalt extraction.

I. INTRODUCCIÓN

1.1 Concepto de disturbio

Un disturbio es un evento discreto en el tiempo que provoca el desplazamiento en el espacio o daño a organismos directa o indirectamente y crea una oportunidad para que nuevos organismos se establezcan (Wayne, 1984). Los disturbios no afectan únicamente a los seres vivos del área perturbada, sino que tienen también un efecto sobre la tasa y el patrón de establecimiento de nuevos organismos en el parche generado por el disturbio (Blake, 1982; Wayne, 1984; Dieni y Anderson, 1999). La forma en la que los disturbios afectan la tasa y patrón de establecimiento depende de tres factores (Wayne, 1984): (1) las características morfológicas y reproductivas de las especies (*i.e.*, cuántas y cuáles sobrevivieron y cuánto tiempo les tomará repoblar el parche perturbado), (2) la biología reproductiva de las especies que no estaban presentes durante el disturbio pero que pueden llegar al parche perturbado por dispersión, y (3) el tipo de disturbio y sus características (dependientes de la intensidad y severidad del disturbio, la forma y el tamaño del área perturbada y su localización, la heterogeneidad del ambiente al interior del área perturbada y el momento en el que fue creada).

1.2 Impacto del disturbio en comunidades vegetales

El efecto de los disturbios sobre las comunidades vegetales ha sido investigado ampliamente, y desde el siglo XIX se sabe que éstos tienen un efecto importante sobre la diversidad vegetal. Darwin (1859), por ejemplo, observó que cuando no se siegan los campos, los pastos vigorosos desplazan a los menos vigorosos, pero que en presencia del segado (claramente un disturbio) más especies vegetales pueden crecer libremente. Generalmente, los disturbios evitan que la riqueza, composición y estructura de la comunidad se mantengan constantes y, en términos evolutivos, la repetida incidencia de un disturbio lleva a que algunas especies

desarrollen una resistencia particular a estos eventos. Por ejemplo, las cortezas gruesas de los troncos de los árboles de los bosques históricamente sujetos a incendios, les permiten resistir el fuego, o la presencia de meristemos subterráneos permite sobrevivir y rebrotar a las plantas después de un incendio (Gignoux *et al.*, 1997; Harmon, 1984).

Se sabe que algunas comunidades vegetales responden de forma particular a cada tipo de disturbio, no sólo en términos del efecto directo del mismo, sino también en cuanto al proceso de recuperación del ecosistema después del disturbio (Blake, 1982; Wayne, 1984; Dieni y Anderson, 1999;). Fox *et al.* (1996), por ejemplo, encontraron que un bosque abierto de eucalipto de la costa australiana sometido a diferentes tipos de disturbios (incendios, extracción de sustrato o remoción total de la vegetación) se vio afectado de forma distinta por cada tipo de disturbio. A los dos años, los sitios que habían sido sometidos a un incendio tenían una mayor cobertura y diversidad vegetal que los demás; a los cinco años todos los sitios presentaban condiciones similares independientemente del tipo de disturbio al que habían sido sometidos; y a los 17 años del disturbio las zonas con extracción de sustrato y remoción de la vegetación no habían regresado al estado predisturbio, mientras que los sitios quemados habían recuperado casi en su totalidad su estado original.

1.3 Impacto del disturbio en vertebrados

La movilidad de los seres vivos puede tener un efecto positivo en su supervivencia, pues disminuye el impacto del disturbio sobre sus poblaciones. Particularmente muchos animales pueden moverse para evitar el disturbio y después del mismo pueden repoblar las zonas perturbadas; así, mientras menos móviles sean los seres vivos, experimentarán los efectos del disturbio con mayor intensidad (Gashwiller, 1959; Neal, 1970; López-Portillo *et al.*, 1990). Por ejemplo, un incendio, por más pequeño que sea, puede tener un efecto importante sobre los invertebrados pequeños que no tienen medios para escapar del fuego (Wayne, 1984),

mientras que los organismos de especies de mayor movilidad como el ratón *Peromyscus maniculatus*, se refugian en los márgenes del fuego para sobrevivir, y en este caso en particular, después del disturbio incrementan su densidad poblacional hasta llegar a tres veces su tamaño anterior al disturbio, seguido por un descenso gradual hasta recuperar su densidad original (Gashwiller, 1959; Neal, 1970).

Los incendios de baja y mediana intensidad comúnmente tienen un bajo impacto sobre las poblaciones de vertebrados que habitan un sitio (Bendell, 1974; Wayne, 1984; Lyon y Bailey, 1985). Más aún, después de haber ocurrido este tipo de incendios algunos vertebrados pequeños, principalmente mamíferos y aves (Gashwiller, 1959; Neal, 1979; Fraser, 1989), aumentan su abundancia debido al incremento de la heterogeneidad del hábitat (Bock y Lynch, 1970; Raphael *et al.*, 1987; Mills, 2004; Fisher y Wilkinson, 2005). Algunas poblaciones de vertebrados, como las aves, son prácticamente inmunes a los incendios: Fraser (1989) encontró que aún los incendios más severos sólo reducen ligeramente la diversidad de aves. Por otro lado, la eliminación total de los incendios y la ausencia ancestral de los mismos en un lugar afectarán de forma importante a las aves, reduciendo la heterogeneidad del hábitat y, por lo tanto, las diferentes formas en la que estos organismos pueden explotarlo (Mills, 2004).

En otros casos, pequeños mamíferos y algunos ungulados aumentan sus números poblacionales después de un incendio moderado (Simon *et al.*, 1998; Ochoa, 2000; Fisher y Wilkinson, 2005); asimismo, la tala de bosques suele tener el mismo efecto en las poblaciones de algunos roedores (Fisher y Wilkinson, 2005). Conforme el ecosistema se recupera de un disturbio, la abundancia de los pequeños mamíferos irá disminuyendo, generalmente debido a la menor disponibilidad de recursos (Simon *et al.*, 1998), hasta que finalmente no exista una diferencia significativa entre los sitios conservados y los sitios originalmente perturbados (Fisher y Wilkinson, 2005). Existen también casos en los que los tamaños poblacionales de

pequeños mamíferos no aumentan como consecuencia de los disturbios (Clough, 1987). Existe otra respuesta posible, como la reportada por Dunstan *et al.* (1996), quienes al estudiar roedores en Australia, encontraron que su densidad poblacional es inversamente proporcional a la intensidad de los disturbios. En el mismo sentido, Delany (1981) encontró que el fuego era responsable de la eliminación de una gran parte de las poblaciones de roedores en las zonas afectadas, aunque discute que después del fuego, la abundancia de roedores irá en aumento conforme el ecosistema se recupere.

Según Fox y Fox (1986), los disturbios pueden favorecer la entrada de especies exóticas, por lo que si algún disturbio favorece la entrada de gatos depredadores o especies competidoras como *Rattus rattus* o *Mus musculus*, podría disminuir su tamaño poblacional. En contraste, Simon *et al.* (1998) encontraron que la abundancia de pequeños mamíferos aumenta conforme el ecosistema se recupera del incendio, suponiendo que disminuyen debido al efecto directo del incendio y a la larga recuperan su densidad natural. Delany (1981) apoya esto último, diciendo que el fuego es uno de los factores más severos en la eliminación de roedores, mientras que Gashwiller (1959) y Neal (1970) encontraron que *Peromyscus maniculatus* se refugiaba en las márgenes del fuego para regresar a su madriguera posteriormente; asimismo, los tamaños poblacionales de esta especie se incrementan sustancialmente en comparación con la situación predisturbio.

1.4 El disturbio en el Pedregal de San Ángel

El Pedregal de San Ángel es un campo de basalto localizado en el suroeste de la Ciudad de México, originado por las erupciones del volcán Xitle ocurridas hace 1650 años aproximadamente (Siebe, 2000). Sobre él se han establecido una gran diversidad de comunidades que van desde un bosque de pino en la parte alta del pedregal, hasta un matorral xerófilo con dominancia de *Pittocaulon* [= *Senecio*] *praecox* en las partes más bajas

(Rzedowski, 1954). Desde tiempos remotos, pero con más intensidad desde mediados del siglo XX, este pedregal ha sido invadido por la mancha urbana de la Ciudad de México y los pueblos aledaños, reduciendo de forma importante su área (Cano-Santana *et al.*, 2006; Peralta-Higuera y Prado-Molina, 2009). Uno de sus remanentes se ubica en los terrenos de Ciudad Universitaria (el campus principal de la Universidad Nacional Autónoma de México, en el sur de la Ciudad de México) y conforma la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel (REPSA). La REPSA es un área de matorral xerófilo que cubre 237.3 ha y posee gran diversidad biológica: en ella habitan más especies de plantas vasculares por hectárea que en las reservas de Chamela y Los Tuxtlas, que son dos reservas también pertenecientes a la UNAM, en los estados de Jalisco y Veracruz, respectivamente, y también tiene una alta diversidad de otras especies (Lot y Cano-Santana, 2009).

La REPSA está sometida a varios tipos de disturbios, entre los que se encuentran la pérdida de área, la fragmentación, el incremento de la deposición de partículas atmosféricas, los incendios, el recubrimiento del sustrato basáltico original por materiales extraños y las actividades de extracción del basalto, por mencionar algunos (Cano-Santana *et al.*, 2006). También se presenta la invasión por parte de plantas exóticas como el eucalipto (*Eucalyptus* spp.) o el pasto kikuyo (*Pennisetum clandestinum*; Cano-Santana y Meave, 1996). Sin embargo, exceptuando al fuego (i.e. Martínez-Mateos, 2001; Martínez-Orea, 2001; Juárez-Orozco, 2005; Cano-Santana *et al.*, 2006; Vivar-Evans *et al.*, 2006; Juárez-Orozco y Cano-Santana, 2007), se conoce poco de cómo se ve afectada la REPSA por los otros tipos de disturbios a los que se ve sometida.

Cano-Santana *et al.* (2006) discuten que la comunidad vegetal de la REPSA es resistente a los incendios y no debe considerarse amenazada por ellos; en contraste, Juárez-Orozco (2005) encontró que la comunidad del Pedregal de San Ángel es sensible a los incendios, ya que la fauna y flora responden a este tipo de disturbios aumentando la fitomasa

aérea, reduciendo la diversidad vegetal, incrementando la dominancia del zacatón *Muhlenbergia robusta* y reduciendo la densidad de artrópodos epífitos.

Otros disturbios que afectan a la comunidad de la REPSA son los tiraderos de cascajo y la extracción de basalto en canteras, modificando permanentemente el sustrato original. Se desconoce con detalle el efecto de estos dos tipos de disturbios pero es claramente visible que en sitios afectados por estos disturbios hay una dominancia del pasto exótico *P. clandestinum* y una baja o nula presencia del estrato arbóreo (Cano-Santana y Meave, 1996; Antonio-Garcés *et al.*, 2009).

1.5 Justificación

Por todo lo anterior, es deseable contar con estudios que analicen el efecto de varios tipos de disturbios, no sólo sobre la comunidad vegetal, sino también sobre algunos componentes importantes de la cadena trófica del ecosistema, con el fin de determinar cómo responde éste a cada uno de ellos. Esta tesis, por lo tanto, se avoca a este análisis en términos de algunos de los componentes del ecosistema: la comunidad vegetal y dos de sus poblaciones animales importantes (el chapulín *Sphenarium purpurascens* y el roedor *Peromyscus gratus*). Con el conocimiento que esta tesis generará y a la comprensión que nos dará sobre estos disturbios dentro de la REPSA, se podrán diseñar efectivas prácticas de restauración ecológica, así como eficientes métodos de manejo de los ecosistemas que esta reserva alberga.

II. OBJETIVOS E HIPÓTESIS

El objetivo general de este trabajo es evaluar el efecto de tres tipos de disturbio (incendios, extracción de cantera y tiraderos de cascajo) sobre la estructura de la comunidad vegetal y sobre las poblaciones de dos especies animales importantes (el chapulín *Sphenarium purpurascens* y el ratón de campo *Peromyscus gratus*) en la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel.

Este objetivo general se aborda a partir de tres objetivos particulares:

- 1: Describir la estructura de la comunidad vegetal en sitios conservados y en sitios afectados por los disturbios mencionados.
- 2: Determinar la abundancia y biomasa del chapulín *Sphenarium purpurascens* en sitios conservados y afectados por cada tipo de disturbio.
- 3: Conocer la abundancia de *P. gratus* en sitios conservados y perturbados por cada tipo de evento.

Se espera que las parcelas que fueron sometidas al mismo tipo de disturbio tengan características similares; además, se anticipa que los tiraderos de cascajo, que cambian completamente el tipo de sustrato, tengan un mayor efecto que otros tipos de disturbio, como la extracción de basalto o la incidencia de algún incendio; esto se plantea, con base en el hecho de que el sustrato volcánico es el factor clave que determina qué tipo de plantas se establecerán.

III. MÉTODOS

3.1 Sitio de estudio

La Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel se localiza en el suroeste del Valle de México, a una altitud entre los 2280 y 2320 m s.n.m. y entre 19° 19' 30.08" y 19° 18' 37.31" norte, y 99° 11' 57.70" y 99° 10' 13.07" oeste (INEGI, 1985). El Pedregal de San Ángel, donde se encuentra la REPSA, se originó en el año 330 ± 35 D.C. (Siebe, 2000) a partir de los derrames del volcán Xitle. El clima de esta zona es templado subhúmedo con lluvias en verano, C(wa)w(bi), con una temperatura media anual de 14 a 15 °C y una precipitación anual de 870.2 mm (REPSA, 2009). Por su tipo de vegetación fue catalogada por Rzedowski (1954) como una asociación de *Pittocaulon praecox*, que corresponde a un matorral xerófilo (Rzedowski, 1988) ya que se asienta en un territorio con una marcada aridez originada por la escasez de suelo, y la mayoría de las especies que ahí habitan están bien adaptadas a esta condición (Rzedowski, 1954)

La gran diversidad de microambientes ocasionados por lo abrupto del terreno volcánico (Rzedowski, 1954) ha causado que la REPSA sea un área de alta diversidad biológica: se han reportado 340 especies vegetales vasculares (Lot y Camarena, 2009), 75 especies de protozoos ciliados (Aladro *et al.*, 2009), 137 de microalgas (Novelo *et al.*, 2009), 30 de líquenes (Herrera-Campos y Lükcing, 2009); 40 de macromicetos (Valenzuela *et al.*, 2009), 48 variedades de musgos y 18 de hepáticas (Delgadillo y Cárdenas, 2009), 817 especies de artrópodos (Rueda-Salazar y Cano-Santana, 2009), 84 especies de aves residentes y 64 migratorias (Chávez y Gurrola, 2009) y 33 especies de mamíferos nativos (Hortelano-Moncada *et al.*, 2009).

La REPSA provee de servicios ambientales invaluableles a Ciudad Universitaria y al Valle de México, entre los que se encuentran servicios de soporte, como la producción primaria, los flujos de energía y las cadenas tróficas, servicios culturales como la

investigación académica y la herencia cultural, y los de regulación, que afectan la calidad y cantidad de agua infiltrada al manto freático, así como el clima, y finalmente los servicios potenciales de provisión como son los recursos genéticos y medicinales (Nava-López *et al.*, 2009).

3.2 Especies de estudio

Para evaluar el efecto de los disturbios sobre la comunidad, se seleccionó al chapulín *Sphenarium purpurascens* (Orthoptera: Pyrgomorphidae), ya que es una especie de alta importancia para el funcionamiento del ecosistema del Pedregal de San Ángel, pues se ha documentado que la estructura de su cadena trófica sería muy diferente en ausencia de este chapulín (Cano-Santana, 1994a) y a que es un eslabón intermedio importante en la red trófica de la REPSA (Cano-Santana, 1994b). Durante el mes de octubre, este insecto representa el 95% de la biomasa de insectos epífitos en la REPSA, mientras que en julio representa entre 35.3% y 67.3% (Ríos-Casanova, 1993). En su ausencia, la dominancia de las especies vegetales cambia (Juárez Orozco, 2005) y se sabe que consume alrededor del 1% de la productividad primaria neta aérea de la REPSA, por lo que ha sido propuesto como el herbívoro más importante de este reserva y como una especie clave (Cano Santana, 1994a, b).

También se sabe que *S. purpurascens* responde aumentando sus números poblacionales en zonas de disturbio: se encontraron densidades de chapulines significativamente más altas en una zona perturbadas por la presencia de sustrato exótico (vegetal y basura) y alta fragmentación ($8.2 \pm e.e. 1.3 \text{ ind/m}^2$) que en una zona conservada ($1.8 \pm 0.3 \text{ ind/m}^2$; E.A. Saucedo-Morquecho y M.T. Peña-Mendoza, datos no publ).

Se ha observado que en los tiraderos de cascajo y en los sitios donde se extrajo basalto hay una alta dominancia del pasto exótico *P. clandestinum*. Y debido a que se ha reportado una alta calidad nutritiva de este pasto (Fulkerson *et al.*, 1998) y efectos positivos sobre la

fecundidad de *S. purpurascens* (mayor número de huevos por ooteca y mayor tamaño de los huevos; Castellanos-Vargas, 2001), se espera que la densidad y biomasa de los chapulines de esta especie sea mayor en canteras y tiraderos de cascajo que en sitios conservados o incendiados.

También se seleccionó al ratón de campo *Peromyscus gratus*, que es el mamífero más abundante de la REPSA, pues entre noviembre y diciembre se pueden encontrar hasta 37.7 ind/ha (Chávez-Tovar, 1993; Granados-Pérez, 2008). Este roedor es un depredador de *S. purpurascens* y es un eslabón clave de la red trófica de la REPSA (Cano-Santana, 1994a, b). Los roedores se han considerado como indicadores del estado de conservación del hábitat (Ramírez Olivos, 1955). En la REPSA la presencia de especies nativas como ésta es un indicador de un buen estado de conservación, mientras que la presencia de las especies exóticas de roedores como *Mus musculus*, *Rattus rattus* y *R. norvegicus* es un indicador de disturbio intenso y presencia humana (Garmendia-Corona, 2009). Así mismo, *P. gratus* es un buen sistema de estudio por su baja movilidad y alta densidad (Chávez-Tovar, 1993) aunque es difícil predecir la relación densidad-disturbio en sus poblaciones.

3.3 Selección y diseño de las parcelas de estudio

A inicios del 2006 se seleccionaron ocho parcelas de forma irregular en zonas con diferentes disturbios (Fig. 1), las cuales tenían un área promedio de 4818 m² (mínimo 3600 m² y máximo 5550 m², Fig. 2): dos en sitios conservados, dos en sitios que habían sufrido incendios recientes (de menos de un año de antigüedad), dos en sitios de canteras abandonadas y dos en zonas cubiertas por cascajo.

Los sitios conservados que sirvieron para contrastar el efecto de los disturbios se localizaron uno al norte del CCH Sur, en el sur de la zona Núcleo Poniente de la REPSA, (19° 18' 52.22" N, 99° 11' 53.59" W; Fig. 3a) y el otro al oeste del Espacio Escultórico, dentro del

Núcleo Oriente ($19^{\circ} 19' 7.12''$ N, $99^{\circ} 11' 7.38''$ W; Fig. 3b). Se georeferenció un incendio ocurrido en mayo del 2006 mediante un recorrido *in situ* con un GPS una semana después del evento, dentro del polígono resultante se eligieron dos parcelas, una localizada en el norte de la zona Núcleo Oriente ($19^{\circ} 19' 18.57''$ N, $99^{\circ} 10' 51.01''$ W; Fig. 3c) y otra en su parte sur, al este del Espacio Escultórico ($19^{\circ} 19' 6.53''$ N, $99^{\circ} 10' 49.28''$ W; Fig. 3d). Las canteras abandonadas se encuentran una en la zona Núcleo Suroriente ($19^{\circ} 18' 40.37''$ N, $99^{\circ} 10' 42.69''$ W; Fig. 3e) y en la zona Núcleo Poniente ($19^{\circ} 18' 52.70''$ N, $99^{\circ} 11' 27.73''$ W; Fig. 3f), y los tiraderos de cascajo se localizan en la zona Núcleo Suroriente ($19^{\circ} 18' 50.49''$ N, $99^{\circ} 10' 35.91''$ W; Fig. 3g) y en la zona Núcleo Poniente ($19^{\circ} 19' 1.49''$ N, $99^{\circ} 11' 28.43''$ W; Fig. 3h).

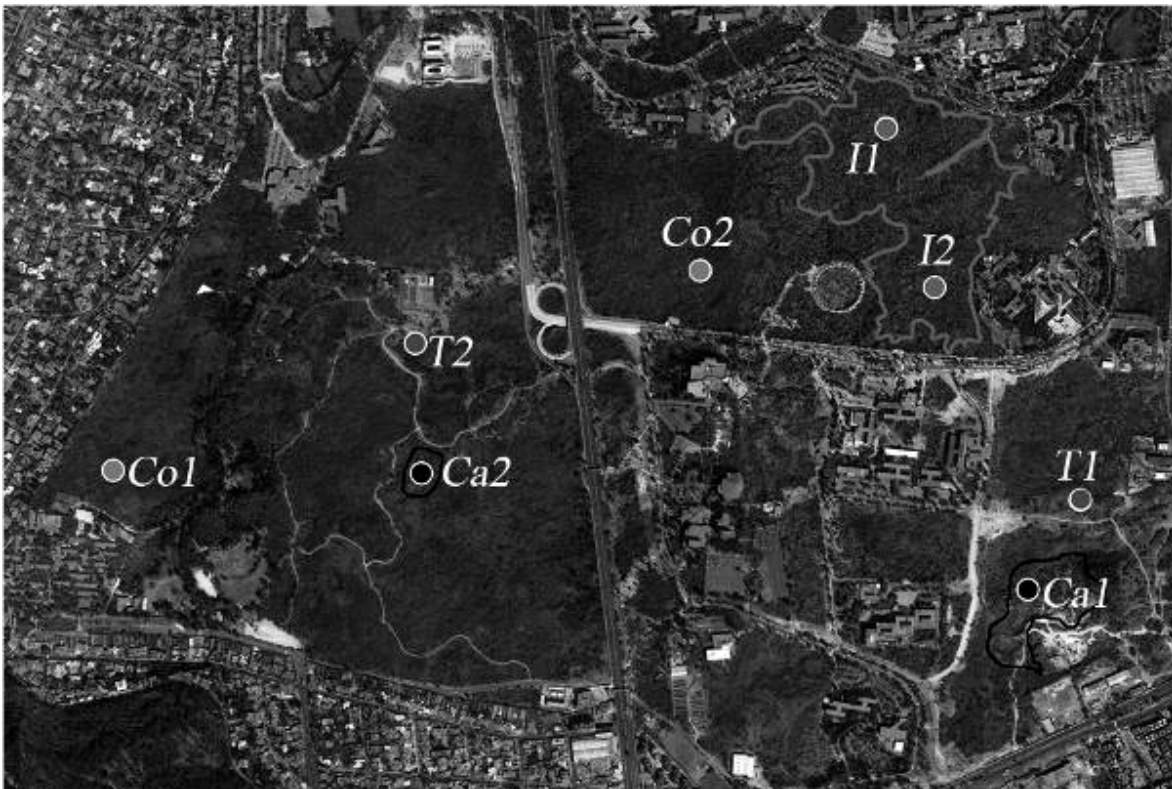


Figura 1. Localización de las ocho parcelas de estudio. Co= Conservado, I= Incendio, Ca= Cantera y T=tiradero.

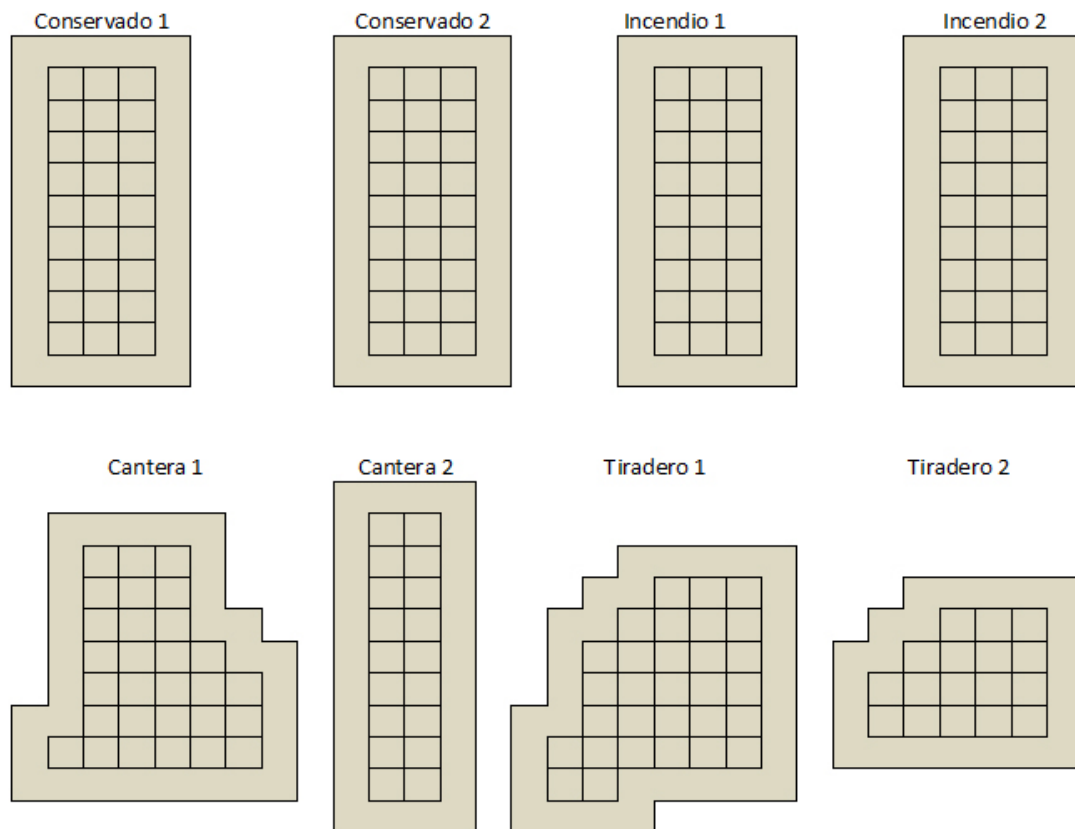


Figura 2. Diseño de las parcelas estudiadas. Cada cuadro señalado representa un área de 100 m².

3.4 Muestreos

En cada parcela se muestreó la comunidad vegetal mediante el método de intercepción de línea (línea de Canfield) con un muestreo en octubre de 2006, que es el mes en el que se registra la mayor biomasa área de la comunidad vegetal (Cano-Santana, 1994a). Se registró la cobertura de cada especie vegetal sin importar el estrato en que se encontrara. Se trazaron líneas de Canfield dentro de cada parcela hasta completar 100 m, tratando de capturar la heterogeneidad de cada sitio.

Se realizaron dos muestreos de chapulines, uno en julio de 2006, en el momento de mayor abundancia de esta población a lo largo del año, y otra en octubre del mismo año, cuando la biomasa de estos insectos es máxima (Cano-Santana, 1994a). La densidad de *S. purpurascens* se estimó mediante el método desarrollado por Cano-Santana (1994a), que

consiste, primero, en contar los chapulines localizados en 1 m^2 , después en golpear con una red el mismo sitio y en contar los individuos capturados. La densidad registrada será aquella que alcance el mayor valor en cada muestra. Se muestrearon 12 cuadros de $1 \times 1 \text{ m}$ en julio y 20 cuadros de $1 \times 1 \text{ m}$ en octubre. Durante el muestreo de julio se utilizaron 12 cuadros, ya que al ser el momento de máxima abundancia de chapulines iba a ser un muestreo suficiente, pero durante el muestreo de octubre, en el máximo de biomasa, la densidad poblacional de chapulines baja y era más probable encontrar cuadros sin chapulines, por lo que elevamos a 20 el número de cuadros muestreados, buscando con esto reducir la varianza de los datos. Los chapulines capturados en octubre se llevaron al laboratorio para secarlos en un horno a 50°C , y pesarlos cada dos días hasta que el peso no cambió; siendo este último dato el que fue usado para el análisis.

El muestreo de ratones se llevó a cabo durante diciembre de 2006, ya que es el mes de mayor densidad de esta población (Chávez-Tovar, 1993) y durante la luna nueva, que es el periodo de mayor actividad de los ratones (O'Farrell, 1974). El muestreo de *P. gratus* se realizó colocando de 27 a 43 trampas Sherman por sitio, cebadas con nuez, plátano y crema de cacahuete con miel, separadas 10 m entre sí dentro del área definida por la cuadrícula (Fig. 2). Las trampas estuvieron activas una sola vez por sitio, durante 12 h del atardecer a la mañana siguiente. Por la movilidad reportada para *P. gratus* (Chávez-Tovar, 1993), se agregan 10 m de margen, con lo que se obtiene el área total muestreada para ratones. Las trampas no recuperadas, encontradas cerradas pero vacías y las halladas con especies exóticas se eliminaron del muestreo. La abundancia de *Peromyscus gratus* se estimó como el número de ejemplares por trampa.

a) Conservado 1



b) Conservado 2



c) Incendio 1



d) Incendio 2



e) Cantera 1



f) Cantera 2



g) Tiradero 1



h) Tiradero 2



Figura 3. Aspecto de las ocho parcelas estudiadas en octubre 2006.

3.5 Análisis de datos

Para determinar si la frecuencia relativa de las diferentes especies vegetales, agrupadas como nativas o exóticas, dependía del sitio o del tipo de disturbio, se llevaron a cabo pruebas de χ^2 calculando las frecuencias esperadas con tablas de contingencia, una de 2 (tipos de especies) \times 8 (sitios) y otra de 2 (tipos de especies) \times 4 (tipos de disturbios).

Para cada parcela, con los valores de cobertura de cada especie vegetal, se calcularon los índices de diversidad de Shannon-Wiener: $H' = -\sum_{i=1}^S (p_i)(\log_2 p_i)$; el de dominancia de Simpson: $D' = 1 - \sum_{i=1}^S p_i^2$; así como la equitatividad de Pielou: $E' = H/H_{max}$, donde $H_{max} = \log_2 S$ (Krebs, 1985).

Para analizar si entre tipos de parcelas existían diferencias en: (1) la cobertura relativa de especies exóticas, (2) cobertura relativa de especies nativas, (3) la riqueza específica total, (4) la riqueza de especies exóticas, (5) la riqueza de especies nativas, (6) la riqueza de especies dominantes, (7) la riqueza de especies raras, (8) H' , (9) D' y (10) E' , se llevaron a cabo ANdeVAs de una vía, en donde el factor experimental fue el tipo de disturbio, cada uno con dos repeticiones. Se utilizaron datos transformados de las variables 1 y 2 con una función arcoseno por tratarse de fracciones y datos transformados a $\sqrt{x + 0.5}$ de las variables 3, 4, 5, 6 y 7, por tratarse de datos discretos (Zar, 2010). Para determinar las diferencias puntuales entre pares de tipos de disturbio se utilizaron pruebas *post-hoc*. En los casos en que se encontraron diferencias significativas con los ANdeVA, se utilizó la prueba *post-hoc* de Tukey, y en caso de que ésta no encontrara la diferencia que el ANdeVA estaba detectando, se utilizó la prueba LSD (mínima diferencia significativa) de Fisher. Esta última prueba también llegó a usarse con fines exploratorios para eliminar ambigüedades que la prueba de Tukey no resolvía.

Para analizar si entre parcelas y entre tipos de disturbio existía una diferencia en la densidad y biomasa de *S. purpurascens* se utilizaron pruebas de Kruskal-Wallis. Se utilizó

una prueba de t múltiple para conocer entre qué sitios se encontraban las diferencias detectadas y se usó la corrección de Bonferroni dividiendo nuestra p máxima aceptable (0.05) entre el número de grupos a comparar (4 para los tipos de disturbio, 8 para las parcelas).

Para determinar el efecto del tipo de disturbio o de la parcela sobre la tasa de captura de ratones se aplicó un modelo logístico con una distribución binomial en R (CRAN, 2011), y mediante pruebas de Z pareadas se determinaron las diferencias significativas entre sitios y entre disturbios.

Se hizo también un análisis de componentes principales para ordenar los sitios según las coberturas de cada especie vegetal, las densidades poblacionales de las dos especies animales estudiadas y la biomasa de *S. purpurascens* en octubre. Se correlacionaron los componentes principales 1 y 2 obtenidos del PCA con toda la información analizada en el mismo para saber con qué variable de todas las analizadas se correlacionaba significativamente. También se trazaron los Biplots para las variables correlacionadas significativamente con al menos un componente principal (Ter Braak, 1995).

Todos los análisis, excepto los que se enlistan a continuación, se realizaron en Statistica 8.0 (Statsoft, 2007): el análisis de residuos estandarizados se realizó en Excel 2007 12.0 (Microsoft Co., 2008) y el modelo logístico se llevó a cabo en R (CRAN, 2011).

IV. RESULTADOS

4.1 Comunidad vegetal

Agrupando todos los muestreos de vegetación se encontró una riqueza total de 96 especies (Apéndice 1).

Por motivos exploratorios y para simplificar las gráficas de cobertura vegetal (Apéndice 2), se distinguieron dos tipos de especies: especies dominantes y especies raras, siendo las primeras las que aportan $\geq 3\%$ de la cobertura relativa en una parcela. Por lo anterior, una especie dominante en un sitio puede ser rara en otro. Esta distinción entre especies dominantes y especies raras se hizo de forma arbitraria, ya obtenidas las coberturas.

Se encontró que la frecuencia con la que se registraron las especies nativas y exóticas fue independiente del sitio ($\chi^2_7=12.21$, $p=0.093$; Tabla 1) y del tipo de disturbio ($\chi^2_3=6.70$, $p=0.082$). Sin embargo, se encontró un efecto significativo del tipo de disturbio sobre la cobertura relativa de especies exóticas ($F_{3,4} = 31.61$, $p = 0.003$; Fig. 4) y por lo tanto, de especies nativas ($F_{3,4} = 19.27$, $p = 0.007$). La prueba de Tukey detectó que en términos de la cobertura relativa de especies exóticas: conservado = incendio = cantera < tiradero, mientras que la prueba de Fisher dio lugar al siguiente orden usando la misma variable: conservado = incendio < cantera < tiradero (Fig. 4). La cobertura de especies nativas fue la inversa a las dos anteriores, por lo que su gráfica sería el inverso a la figura 4. No se detectó un efecto significativo del tipo de parcela sobre la riqueza total ($F_{3,4} = 1.75$, $p = 0.295$), la riqueza de especies exóticas ($F_{3,4} = 2.30$, $p = 0.218$), la riqueza de especies nativas ($F_{3,4} = 2.71$, $p = 0.180$), la riqueza de especies dominantes ($F_{3,4} = 1.81$, $p = 0.284$), y el número especies raras ($F_{3,4} = 1.87$, $p = 0.275$). Sin embargo, se detectaron diferencias significativas entre tipos de sitio en el índice de dominancia de Simpson ($F_{3,4} = 7.71$, $p = 0.038$) y en el de equidad de Pielou ($F_{3,4} = 9.46$, $p = 0.027$), así como una diferencia marginalmente significativa en el

índice de diversidad de Shannon-Wiener ($F_{3,4} = 5.644$, $p = 0.064$). Se detectó que los sitios localizados en tiraderos tuvieron un índice de dominancia de Simpson (prueba de Tukey) y una equitatividad de Pielou (prueba de LSD) significativamente menor que los sitios incendiados. Los sitios conservados e incendiados tuvieron un índice de diversidad de Shannon-Wiener mayor que los sitios en tiraderos (Tabla 2).

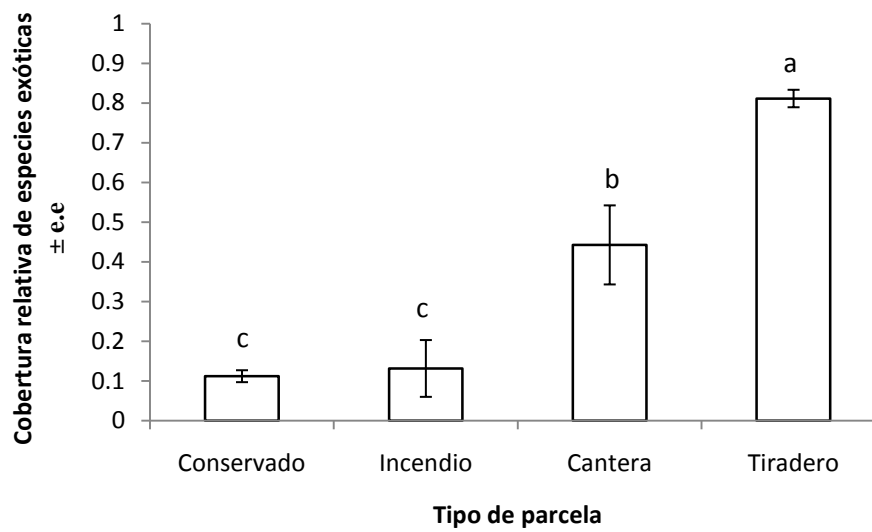


Figura 4. Cobertura relativa de especies vegetales exóticas en sitios con diferentes tipos de disturbios en la REPSA en 2006 ($n = 2$). Letras diferentes sobre las columnas denotan diferencias significativas con prueba de Fisher $p < 0.05$. Las barras de error representan ± 1 e.e.

Tabla 1. Valores de riqueza, de las especies de plantas dominantes, raras, exóticas y nativas en ocho parcelas de la REPSA con distinto tipo de disturbio. Datos de octubre de 2006. Las especies dominantes y raras se definen en Métodos. S = riqueza, H' = índice de diversidad de Shannon-Wiener, D' = índice de dominancia de Simpson, E' = índice de equidad de Pielou, NED= número de especies dominantes, NER = número de especies raras, EE = especies exóticas y EN= especies nativas.

	Conservado 1	Conservado 2	Incendio 1	Incendio 2	Cantera 1	Cantera 2	Tiradero 1	Tiradero 2
S	37	22	34	34	21	28	11	24
NED	11	8	9	9	7	11	3	7
NER	26	14	25	25	14	17	8	17
EE	3	1	5	4	3	5	5	4
EN	29	16	26	24	12	18	5	14
H'	2.76	2.23	2.76	2.60	1.91	2.66	0.91	1.51
D'	0.108	0.152	0.093	0.115	0.294	0.091	0.633	0.436
E'	0.76	0.72	0.78	0.74	0.63	0.80	0.38	0.47

Tabla 2. Valores promedio (\pm e.e.) de los índices de dominancia de Simpson (D'), índice de equidad de Pielou (E') e índice de diversidad de Shannon-Wiener (H'). Letras diferentes en un mismo renglón denotan diferencias significativas con $p < 0.05$ (prueba de Fisher).

	Conservado	Incendio	Cantera	Tiradero
D'	0.129 \pm 0.021 ^{ab}	0.103 \pm 0.011 ^a	0.192 \pm 0.101 ^{ab}	0.534 \pm 0.098 ^b
E'	0.742 \pm 0.021 ^{ab}	0.76 \pm 0.022 ^a	0.714 \pm 0.085 ^{ab}	0.427 \pm 0.047 ^b
H'	0.2.49 \pm 0.26 ^a	2.68 \pm 0.08 ^a	2.29 \pm 0.37 ^{ab}	1.22 \pm 0.3 ^b

Los dos sitios conservados compartieron la presencia de *Cissus sicyoides*, *Echeveria gibbiflora*, *Muhlenbergia robusta*, *Plumbago pulchella*, *Melinis repens* y *Verbesina virgata*, teniendo una mayor cobertura *M. robusta* en ambos sitios, codominando *D. coccinea* y

Leonotis nepetifolia en el conservado 1, y *Cheilanthes bonariensis* y *Opuntia tomentosa* en el sitio Conservado 2. Los dos sitios incendiados tuvieron presencia de *C. sicyoides*, *D. coccinea*, *M. robusta*, *M. repens*, *V. virgata* y *Gnaphallium chartaceum*, registrando mayor dominancia *M. robusta*, *Pittocaulon praecox*, *Buddleia cordata* y *D. coccinea*. Las canteras compartieron la presencia de *Buddleia cordata*, *B. parviflora*, *Pennisetum clandestinum* y *Wigandia urens*, teniendo mayor dominancia *P. clandestinum*, *B. cordata* y *M. repens*. Los sitios cubiertos con cascajo compartieron solamente a *P. clandestinum*, teniendo este pasto 69 y 75% de cobertura en estos dos sitios (Apéndice 2).

4.2 Densidad y biomasa de *Sphenarium purpurascens*

Hubo un efecto significativo del tipo de disturbio sobre la densidad de chapulines tanto en julio ($H_3 = 9.66$, $p=0.021$; Fig. 5a) como en octubre ($H_3 = 14.33$, $p = 0.002$; Fig. 5b). En julio las parcelas localizadas en los tiraderos de cascajo tenían significativamente más chapulines que las localizadas en sitios quemados, mientras que en octubre los tiraderos de cascajo fueron diferentes de los quemados y las canteras de los conservados, aunque si tomamos en cuenta las diferencias marginales, obtendríamos el arreglo: tiradero = cantera > conservado = incendiado. También se encontró un efecto significativo de la parcela sobre la densidad de chapulines en octubre: la parcela Incendio 2 fue diferente de las parcelas Tiradero 1 y Cantera 2.

Se registró un efecto significativo del tipo de disturbio sobre la biomasa de chapulines en octubre ($H_3 = 19.26$, $p=0.0002$; Fig. 6). Con la corrección de Bonferroni ($p=0.0125$) se registró una diferencia marginal entre la biomasa de los chapulines en las canteras y los sitios conservados. Se encontró también un efecto significativo de la parcela sobre la biomasa de chapulines, encontrando que la parcela Incendio 2 fue diferente a todas los demás excepto a

las dos parcelas conservadas, y la parcela Tiradero 2, mostró diferencias con las dos parcelas incendiadas y con la parcela Conservado 2.

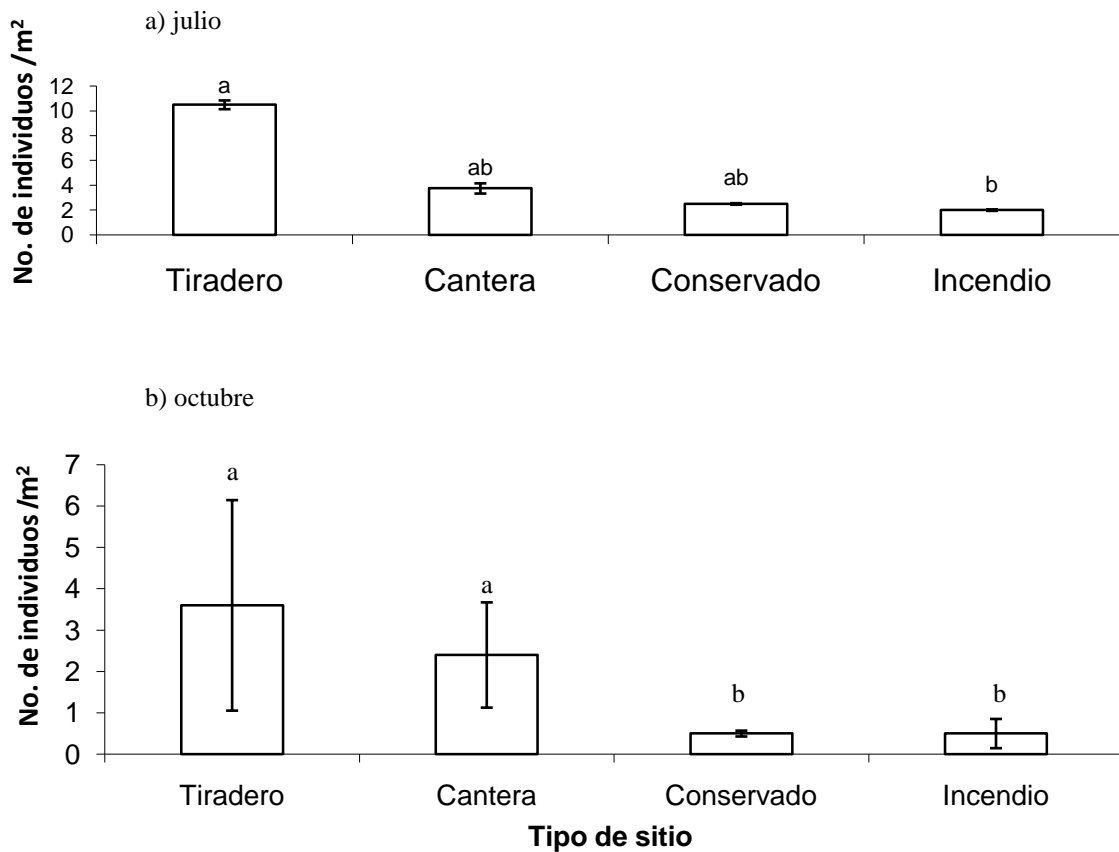


Figura 5. Abundancia de *S. purpurascens* (No./m²) en sitios con diferentes tipos de disturbios en la REPSA en julio (a) y octubre (b) de 2006. Letras diferentes denotan diferencias significativas con $p < 0.05$ (t múltiple). Las barras de error corresponden $a \pm 1$ e.e.

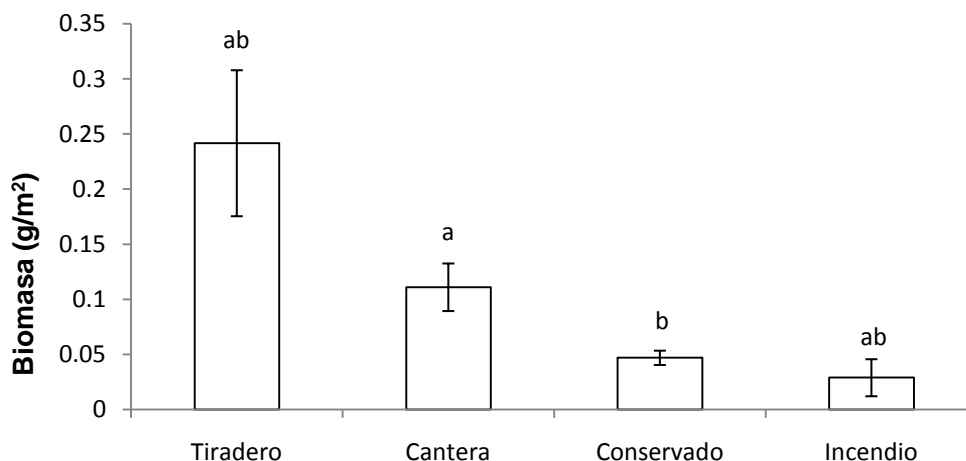


Figura 6. Biomasa seca (g/ind) de *S. purpurascens* en cuatro tipos de sitios de la REPSA en octubre de 2006. Letras diferentes denotan diferencias significativas con $p < 0.05$. Las barras de error son ± 1 e.e.

4.3 Abundancia de *Peromyscus gratus*

La densidad de *P. gratus* varió de 5 individuos en 43 trampas en la Cantera 1 (9.1 ind/ha) hasta 22 individuos en 40 trampas en la parcela Conservado 2 (41 ind/ha). El número de *P. gratus* capturados dependió de la parcela donde se coloquen las trampas ($\chi^2_{7}=29.35$, $p < 0.0001$). El modelo logístico mostró que la parcela Conservado 2 fue la que tuvo más ratones que los esperados por azar (Fig. 7). Al agrupar las parcelas por tipo de disturbio se registraron diferencias significativas en las tasas de captura ($\chi^2_{3}=8.91$, $p=0.03$; Fig. 8), teniendo las parcelas incendiadas una menor tasa de captura que las demás parcelas. Sólo en la parcela Conservado 1 se capturaron otras especies de roedores, pues en ésta se capturaron tres ejemplares de *Rattus rattus*.

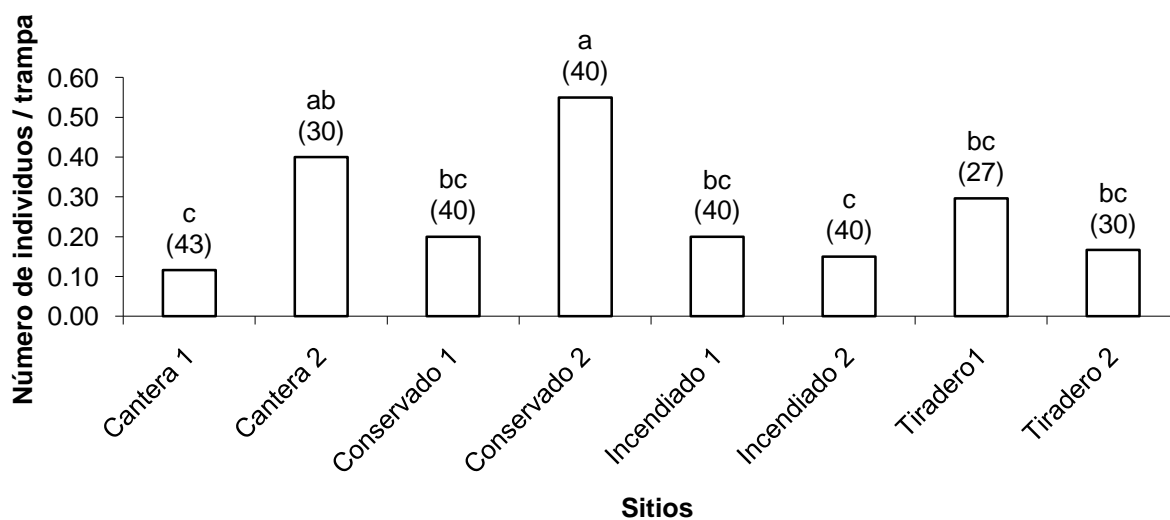


Figura 7. Tasa de captura de *Peromyscus gratus* en ocho sitios de la REPSA en diciembre de 2006. Los números entre paréntesis indican el número de trampas por sitio. Letras diferentes denotan diferencias significativas con $p < 0.05$ (modelo logístico).

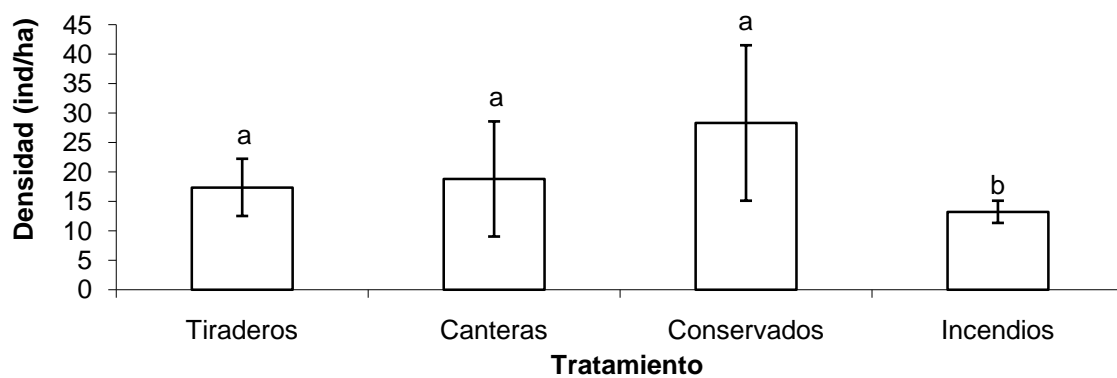


Figura 8. Densidad estimada de *Peromyscus gratus* en sitios con distinto tipo de disturbio ($n = 2$) en la REPSA en diciembre de 2006. Letras diferentes denotan diferencias significativas con $p < 0.05$ (modelo logístico). Las barras de error son ± 1 e.e.

4.4 Análisis global

El Análisis de Componentes Principales (ACP) formó dos grupos de sitios: uno conformado por las parcelas quemadas y las conservadas, y otro conformado por las parcelas situadas en canteras y las localizadas en tiraderos (Figura 9). El primer componente principal (CP1) explicó el 44.5% de la varianza, en tanto que el segundo componente (CP2) explicó el 32.4%. Ambos componentes juntos explican el 76.8% de la varianza.

El CP1 estuvo correlacionado positivamente con la cobertura de *Muhlenbergia robusta*, *Cissus sicyodes*, *Polypodium thyssanolepis* y *Plumbago pulchella*, y negativamente con la de *Pennisetum clandestinum* ($p < 0.05$). Por otro lado, el CP2 estuvo correlacionado positivamente con la cobertura de *Pennisetum clandestinum* y las densidades poblacionales de *Sphenarium purpurascens* en junio y octubre, y negativamente con la cobertura de *Muhlenbergia robusta*, *Plumbago pulchella*, *Bouvardia ternifolia*, *Lagascea rigida*, *Manfreda scabra* y *Dahlia coccinea* ($p < 0.05$; Tabla 3).

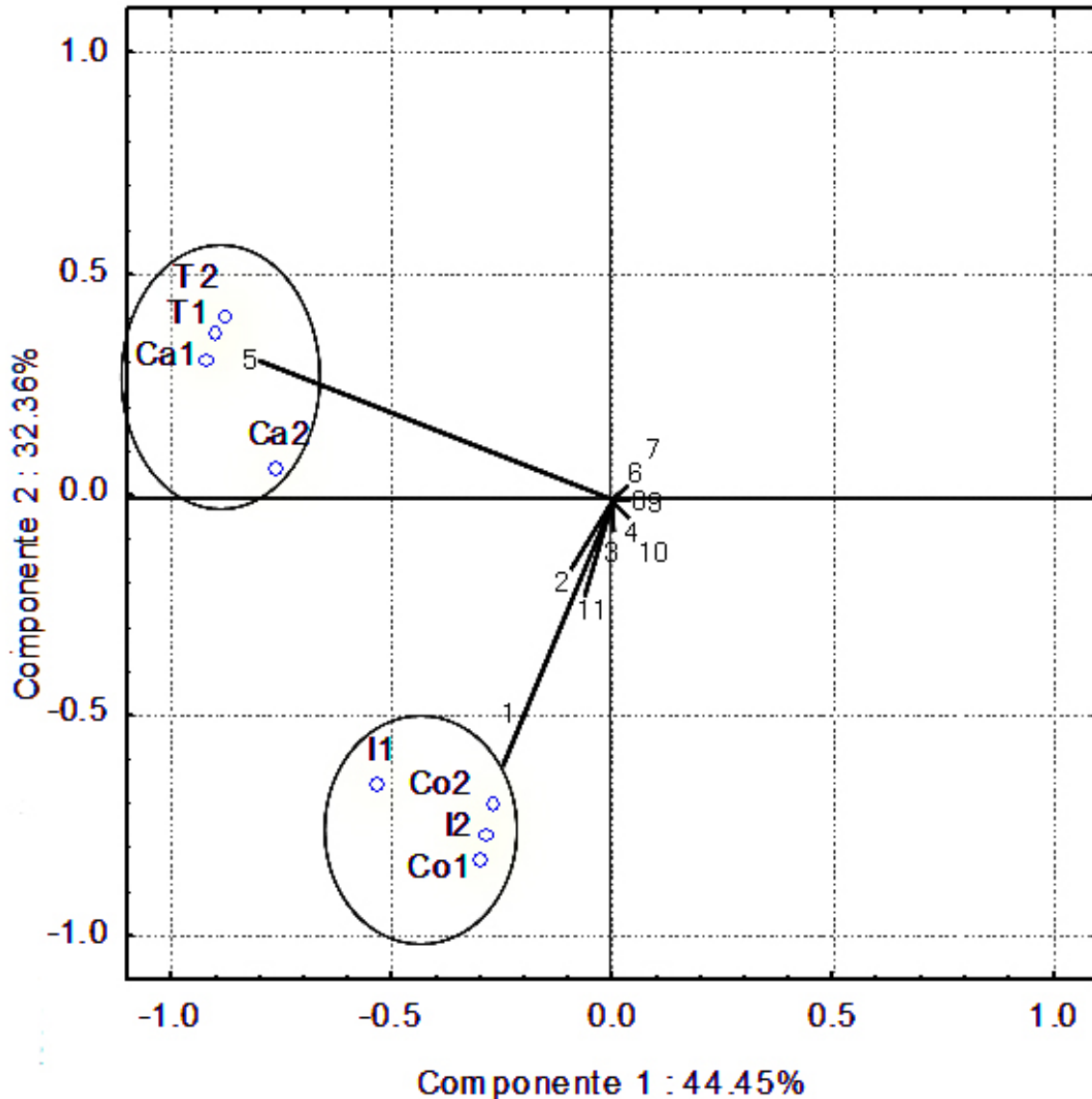


Figura 9. Ordenamiento resultado del análisis de componentes principales realizado con los datos de la comunidad vegetal, las abundancias de las dos especies animales y la biomasa de *S. purpurascens*. La figura muestra los ocho sitios estudiados en la REPSA (Conservados= Co, Incendiados= I, Canteras= Ca, Tiradero =T). Los vectores muestran la pendiente en la que aumentan las variables que estuvieron relacionadas significativamente al menos con un eje. Los números de estos vectores corresponden a los factores definidos en la Tabla 3.

Tabla 3. Índices de correlación entre las variables estudiadas y los dos primeros componentes principales en el Análisis de Componentes Principales (g.l. = 6). Los valores en negritas indican una correlación significativa. Las variables no representadas no estuvieron correlacionadas con ninguno de los dos primeros componentes principales. El número en la primera columna representa a estas variables en la Fig. 9.

Variable	CP1	CP2
1 Cobertura de <i>Muhlenbergia robusta</i>	0.94014	-0.97161
2 Cobertura de <i>Cissus sicyoides</i>	0.71970	-0.68255
3 Cobertura de <i>Polypodium thysanolepis</i>	0.71463	-0.69448
4 Cobertura de <i>Plumbago pulchella</i>	0.71193	-0.78023
5 Cobertura de <i>Pennisetum clandestinum</i>	-0.89069	0.87365
6 Densidad de <i>Sphenarium purpurascens</i> Octubre	-0.67802	0.76021
7 Densidad de <i>Sphenarium purpurascens</i> Junio	-0.70286	0.75212
8 Cobertura de <i>Bouvardia ternifolia</i>	0.60919	-0.70887
9 Cobertura de <i>Lagascea rigida</i>	0.63283	-0.71734
10 Cobertura de <i>Manfreda scabra</i>	0.63852	-0.72940
11 Cobertura de <i>Dahlia coccinea</i>	0.69227	-0.77821

5 DISCUSIÓN

Después de haber concluido los muestreos para esta tesis, se descubrió que el sitio Conservado 1 había sufrido un incendio durante el año 2005, es decir, un año antes que el incendio que se estudió con los sitios Incendiado 1 e Incendiado 2, por lo que los resultados deberán ser analizados a la luz de esta nueva información.

5.1 Efecto de los disturbios sobre la comunidad vegetal

Juárez-Orozco (2005) encontró que la comunidad de la REPSA es sensible a los incendios, ya que la flora responde significativamente a ellos. En ese estudio la autora determinó la biomasa vegetal de los sitios incendiados y encontró que era distinta a la de los sitios no incendiados. Las características de la comunidad vegetal analizadas para este estudio, no arrojaron diferencias entre los sitios conservados e incendiados.

En contraste con lo anterior, los tiraderos y las canteras son disturbios que afectan profundamente a los elementos bióticos estudiados. Estos sitios se caracterizan por presentar altas coberturas de especies exóticas, principalmente de *Pennisetum clandestinum* y bajas coberturas de especies nativas: las únicas tres especies nativas que presentaron 10% o más de cobertura en estos sitios fueron *Wigandia urens*, *Bidens pilosa* y *Buddleia cordata*, siendo arvenses las dos primeras. Los tiraderos de cascajo mostraron aún mayor cobertura de especies exóticas que las canteras abandonadas, y mostraron diferencias significativas en los índices de equidad y de diversidad de Simpson respecto a los sitios incendiados, lo que los coloca como el tipo menos diverso y con mayor dominancia de unas cuantas especies. Los tiraderos también tuvieron el menor índice de diversidad de Shannon-Wiener, siendo por la alta cobertura de *P. clandestinum*, menos diversos que los sitios incendiados y los conservados.

Según la información reportada en la literatura, las actividades intrínsecas a la extracción de cantera y el tirar cascajo favorecen la entrada de especies exóticas como el pasto *Pennisetum clandestinum*, que en presencia del material no consolidado inherente a estos dos disturbios, suele ser más competitivo que las especies nativas adaptadas a la ausencia prácticamente total de suelo (Rzedowski, 1954).

5.2 Efecto de los disturbios sobre las especies animales

Los incendios no afectaron a la población de *S. purpurascens*, ya que durante la época en que suceden los incendios esta población se encuentra en forma de huevo depositados en el suelo, aunque algunas ootecas pueden resultar quemadas durante los incendios, la mayoría de las hembras de esta especie ovipositan en sitios con poca materia orgánica y poca cobertura vegetal, siendo así menos afectado por este disturbio, pues el suelo directamente sobre la ooteca no estará tan expuesto al fuego como aquellos parches de suelo con cobertura vegetal (Castellanos-Vargas, 2001). La presencia de *P. clandestinum* en los tiraderos y canteras promovió la alta población de *S. purpurascens*, que resulta ampliamente beneficiado como se ha reportado en la literatura (Castellanos-Vargas, 2001). Las densidades de *S. purpurascens* en julio y en octubre de 2006 coinciden en sentido y dimensión con los estudios no publicados de M. T. Peña-Mendoza y E. A. Saucedo-Morquecho (del Grupo de Interacciones y Procesos Ecológicos de la Facultad de Ciencias, UNAM; quienes registraron densidades altas de chapulines en sitios perturbados por la presencia de sustrato extraño: 8 ind/m²; y bajas en sitios conservados: 2 ind/m²).

Garmendia-Corona (2009) sugirió que *P. gratus* era un indicador de conservación del hábitat, pero ya que en el presente estudio este roedor mantuvo poblaciones en todos los tipos de parcelas, a pesar del tipo de disturbio, parece ser más bien un indicador de conectividad y fragmentación (ausente en parches fragmentados), ya que las áreas perturbadas que estudié, al

estar en contacto con áreas conservadas, experimentaron la colonización de nuevos individuos.

Se encontró una diferencia significativa en la tasa de captura de *P. gratus* en los sitios incendiados contra todos los demás sitios, pero debido a que este trabajo se realizó con un muestreo único, no podemos saber con certeza el comportamiento del tamaño poblacional de este roedor ante los incendios. Al parecer la población disminuyó, tal como esperaríamos acorde con las experiencias reportadas por Dunstan *et al.* (1996) y Delany (1981). No podemos saber con qué rapidez se recupera la población; sin embargo, se encontraron diferencias significativas entre el grupo conservado y el incendiado, a pesar de que el sitio Conservado 1 se quemó dos años atrás. Este resultado sugiere que la población de este roedor se recuperó por completo en este sitio al cabo de un año.

A pesar de que se haya encontrado una menor densidad poblacional de *P. gratus* en los sitios incendiados respecto a los demás sitios, los valores de todos los sitios excepto el Conservado 2 se encuentran dentro del intervalo “normal” dentro de la clasificación de de Chávez-Tovar (1993), pues este sitio fue el único con una abundancia de ratones que se podría catalogar como “abundante” según la misma clasificación, lo que podría dar pie a otras teorías alternas del por qué los ratones alcanzaron altas densidades en ese sitio. En este caso no fueron los disturbios los que afectaron la densidad poblacional de la especie, sino algo particular de esta parcela que la hizo proclive a esta alta densidad poblacional, por ejemplo la disponibilidad de recursos, diferente topografía, distancia a zonas habitadas o caminos u otros factores no considerados en este estudio.

Durante el muestreo de *P. gratus* en el sitio Conservado 1 se encontraron tres ratas asiáticas *Rattus rattus*. Su presencia se debió posiblemente a la cercanía con los asentamientos humanos de la zona residencial Jardines del Pedregal (a 130 m) y con las instalaciones del Colegio de Ciencias y Humanidades Sur (85 m). De acuerdo con Fox y Fox (1986)

deberíamos de haber encontrado más roedores exóticos en los sitios perturbados que en los sitios conservados. La ausencia de éstos en los sitios perturbados puede llegar a ser un indicador de que las actividades humanas cotidianas dentro o cerca de la REPSA son las que favorecen la presencia de las especies exóticas, por lo que los sitios perturbados estudiados en este trabajo, al no estar en el intervalo de dispersión de estas especies a partir de las posibles fuentes de colonización, no registraron la presencia de roedores exóticos.

5.3 Contraste entre los disturbios analizados

De los sitios estudiados, los sitios sujetos a extracción de cantera y tiraderos de cascajo tienen al menos dos o tres décadas de abandono. A pesar de eso, el tipo de disturbio afecta la forma en la que se recupera la biota. Los resultados de este trabajo confirman que los incendios representan un disturbio de bajo impacto en la REPSA, como lo sugieren Cano-Santana *et al.* (2006). Estos autores concluyen que la comunidad de la REPSA es resistente a los incendios, lo cual se pone en evidencia también en este caso, pues a pesar de haber realizado los muestreos unos meses después del incendio (2 meses al primer muestreo de densidad de *S. purpurascens*, 5 meses al muestreo de densidad y biomasa de *S. purpurascens* así como al muestreo de la comunidad vegetal y 7 meses al estudio de abundancia de *P. gratus*), solamente la tasa de captura de *P. gratus* separó a los sitios conservados de los quemados

Las canteras y minas (que al ser abandonadas suelen consistir en montones de material no consolidado en la superficie) normalmente son lugares áridos en que el poco suelo existente no es fértil (como el caso de los residuos de minería), y suelen ser restauradas mediante la introducción de compostas para mejorar el suelo y pastos de crecimiento rápido para aumentar la cobertura vegetal y disminuir la erosión (Joroba y Vallejo, 2008; Prado *et al.*, 2010), pero ya que en el Pedregal de San Ángel el suelo podría considerarse un elemento exótico (Rzedowski 1954), las canteras y tiraderos dentro de la REPSA deberán ser tratadas

de forma diferente a los tiraderos y canteras de otros lugares ya que lo que buscaríamos para restaurarlas, sería la remoción del material no consolidado que favorece la presencia de especies exóticas, tal como se está haciendo actualmente (Antonio-Garcés *et al.*, 2009; San José, 2010; San José *et al.*, 2010).

5.4 Recomendaciones para la restauración

Aunque la REPSA ha mostrado en algunos casos ser sensible a los incendios, este estudio parece señalar que a largo plazo estos disturbios no la afectan profundamente, el autor recomendaría se estudie la regeneración post-fuego desde los primeros instantes posteriores al incendio hasta que la zona afectada sea similar a las zonas conservadas. Sería enriquecedor que este nuevo estudio abarque diferentes variables como la riqueza, diversidad y biomasa vegetal así como con la población de ratones y chapulines.

La extracción de basalto en canteras y el tirar cascajo fueron dos disturbios que afectaron profundamente el ecosistema de la REPSA, y a pesar del tiempo de abandono de los mismo, el ecosistema no parece estar en transición a ser lo que antes era (similar a las zonas conservadas), por lo que si se pretende restaurar este tipo de disturbio, es importante retirar todo el material exótico, desde los residuos de construcción hasta los esquejes de especies exóticas que pudieran comprometer la regeneración natural de la zona afectada.

CONCLUSIONES

1. Los incendios fueron disturbios que cambiaron muy poco la estructura de la comunidad vegetal, no afectaron la cobertura relativa de especies exóticas y nativas, ni tampoco afectaron significativamente la biomasa de *S. purpurascens* ni su abundancia. La tasa de captura de *P. gratus* sí se vio disminuida, pero la densidad poblacional no disminuyó respecto de los niveles comunes. La extracción de cantera y el relleno por cascajo, en contraste, cambiaron profundamente la estructura de la comunidad vegetal, incrementando la dominancia de especies exóticas y aumentando la densidad poblacional y biomasa de *S. purpurascens*.
2. Las variables que indican alta perturbación en la REPSA son las altas densidades de *S. purpurascens* en julio y octubre, y la alta cobertura del pasto exótico *Pennisetum clandestinum*.
3. Las variables que indican alto grado de conservación en la REPSA son las altas coberturas de las plantas *Bouvardia ternifolia*, *Cissus sicyodes*, *Dahlia coccinea*, *Muhlenbergia robusta*, *Polypodium thysanolepis*, *Lagascea rigida*, *Manfreda scabra* y *Plumbago pulchella*.
4. Si se pretende restaurar sitios afectados por tiraderos o por extracción de cantera es importante retirar todo el sustrato exótico, desde los residuos inorgánicos hasta la materia orgánica, de modo que las especies nativas adaptadas a las condiciones extremas de un pedregal puedan colonizar estos sitios de nuevo.

LITERATURA CITADA

- Aladro Lubel, M. A.; Reyes Santos, M.; Olvera Bautista, F. 2009. Diversidad de los protozoos ciliados. En: Lot, A.; Cano Santana, Z. (eds.). *Biodiversidad del ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México, México, pp. 63-70.
- Antonio-Garcés, J.; Peña, M.; Cano-Santana, Z.; Villeda, M.; Orozco-Segovia, A. 2009. Cambios en la estructura de la vegetación derivados de acciones de restauración ecológica en las zonas de amortiguamiento Biológicas y Vivero Alto. En: Lot, A.; Cano Santana, Z. (eds.). *Biodiversidad del ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México, México, pp. 71-80.
- Bendell, J. F. 1974. Effects on fire on birds and mammals. En: Kozkowski, T.T.; Anigren, C. E. (eds.). *Fire and ecosystems*. Academic Press, Nueva York, pp. 73-138.
- Blake, J. G. 1982. Influence of fire and logging on nonbreeding bird communities on ponderosa pine forest. *Journal of Wild Life Management*, 46:404-415.
- Bock, C. E.; Lynch, J. F. 1970. Breeding bird population of burned and unburned conifer forests in the Sierra Nevada. *Condor*, 72:182-189.
- Cano-Santana, Z. 1994a. Flujo de energía a través de *Sphenarium purpurascens* (Orthoptera: Acrididae) y productividad primaria neta aérea en una comunidad xerófita. Tesis doctoral. Unidad Académica de los Ciclos Profesional y de Posgrado del Colegio de Ciencias y Humanidades y Centro de Ecología. Universidad Nacional Autónoma de México, México, 198 pp.
- Cano-Santana, Z. 1994b. La Reserva del Pedregal como ecosistema: Estructura trófica. En: Rojo, A. (comp.). *Reserva ecológica "El Pedregal de San Ángel": Ecología, historia natural y manejo*. Universidad Nacional Autónoma de México, México, 410 pp.

- Cano-Santana, Z.; Meave, J. 1996. Sucesión primaria en derrames volcánicos: El caso del Xitle. *Ciencias*, 41:41-68.
- Cano-Santana, Z.; Pisanty, I.; Segura, S.; Mendoza-Hernández, P. E.; León-Rico, R.; Soberón, J.; Tovar, E.; Martínez-Romero, E.; Ruiz, L. del C.; Martínez-Ballesté, A. 2006. Ecología, conservación, restauración y manejo de áreas naturales y protegidas del pedregal del Xitle. En: Oyama, K. y Castillo, A. (coords.). *Manejo, conservación y restauración de recursos naturales en México. Siglo XXI y Universidad Nacional Autónoma de México*, México, pp. 203-226.
- Castellanos-Vargas, I. I. 2001. Ecología de la oviposición de *Sphenarium purpurascens* (Orthoptera: Pyrgomorphidae) en la Reserva del Pedregal de San Ángel, México, D.F. Tesis profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México, 115 pp.
- Castillo-Argüero, S.; Martínez-Orea, Y.; Romero-Romero, M. A.; Guadarrama-Chávez, P.; Núñez-Castillo, O.; Sánchez-Gallén, I.; Meave, J. A. 2007. *La Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel: aspectos florísticos y ecológicos*. Universidad Nacional Autónoma de México, México. 295 pp.
- Castillo-Argüero, S.; Martínez-Orea, Y.; Meave, J.A.; Hernández-Apolinar, M.; Nuñez-Castillo, O.; Santibañez-Andrade, G.; Guadarrama-Chávez, P. 2009. En: Lot, A.; Cano Santana, Z. (eds.). *Biodiversidad del ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México, México, pp. 107-133.
- Chávez Castañeda, N.; Gurrola Hidalgo, M. A. 2009. Avifauna. En: Lot, A.; Cano Santana, Z. (eds.). *Biodiversidad del ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México, México, pp. 261-275.

- Chávez-Tovar, J. C. 1993. Dinámica poblacional y uso de hábitat por roedores en un matorral de palo loco (*Senecio praecox*). Tesis profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México, 63 pp.
- Clough, G. C. 1987. Relations of small mammals to forest management in Northern Maine. *Canadian Field Naturalist*, 101:40-48.
- CRAN, 2011. The Comprehensive R Archive Network, ver. 2.13.2011-07-05. < <http://cran.r-project.org>>.
- Darwin, C. 1859. *On the origin of species*. John Murray, Londres, 514 pp.
- Delany, J. 1981. *Ecología de los micromamíferos*. Omega, Barcelona, 64 pp.
- Delgadillo Moya, C.; Cárdenas Soriano, M. A. 2009. Musgos y otras briofitas de importancia en la sucesión primaria. En: Lot, A.; Cano Santana, Z. (eds.). *Biodiversidad del ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México, México, pp. 101-105.
- Dieni, J. S.; Anderson, S. H. 1999. Effects of recent burning on breeding bird community structure in aspen forest. *J. Field. Ornithol.*, 70:491-503.
- Dunstan, C.; Fox, B. J. 1996. The effects of fragmentation and disturbance of rainforest on ground-dwelling small mammals on the Robertson Plateau, New South Wales, Australia. *Journal of Biogeography*, 23:187-201.
- Fraser, M. W. 1989. Short-term response of birds to fire in old mountain fynbos. *Ostrich*, 60: 172-182
- Fisher, J. T.; Wilkinson, L. 2005. The response of mammal to forest fire and timber harvest in the North American Boreal Forest. *Mammal Reviews*, 35:51-81.
- Fox, M. D.; Fox, B. J. 1986. Resilience of animal and plant communities to human disturbance. En: Bell, D.; Hopkins, A. J. M.; Lamont, B. (eds.). *Resilience of Mediterranean-type ecosystems*. W. Junk Publishers, Dordrecht, pp. 39-64.

- Fox, B. J.; Fox, M. D.; Taylor, J. E.; Jackson, G. P.; Simpson, J.; Higgs, P.; Rebec, L.; Aver, R. 1996. Comparison of regeneration following burning, clearing or mineral sand mining at Tomago, NSM: I. Structure and growth of the vegetation. *Austral Ecology*, 21:184-199.
- Fulkerson, W. J.; Slack, K.; Hennessy, D. W.; Hough, G. M. 1998. Nutrients in ryegrass (*Lolium* spp.), white clover (*Trifolium repens*), and kikuyu (*Pennisetum clandestinum*) pastures in relation to season and stage of regrowth in a subtropical environment. *Australian J. Exp. Agric.*, 38:227-240.
- Garmendia-Corona, A. 2009. Distribución y abundancia de roedores en Ciudad Universitaria, D.F., con énfasis en *Peromyscus gratus* (Muridae). Tesis profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México, 71 pp.
- Gashwiler, J. S. 1959. Small mammal study in West-Central Oregon. *Journal of Mammology*, 40:128-139.
- GBIF, Global Biodiversity Information Facility. En: < <http://www.gbif.org>>. Consultado el 20 de octubre de 2009.
- Gignoux, J; Clobert, J.; Menaut, J. C. 1997. Alternative fire resistance strategies in savanna trees. *Oecologia*, 110:576-583.
- Granados Pérez, Y. 2008. Ecología de mamíferos silvestres y ferales de la reserva ecológica “El Pedregal”: Hacia una propuesta de manejo. Tesis de maestría. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, México, 74 pp.
- Harmon, M. E. 1984. Survival of threes after low-intensity surface fires in Great Smoky Mountains National Park, *Ecology*, 65:796-802.
- Herrera-Campos, M. A.; Lücking, R. 2009. Líquenes. En: Lot, A.; Cano Santana, Z. (eds.). *Biodiversidad del ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México, México, pp. 81-94.

- Hortelano-Moncada, Y.; Cervantes, F. A.; Trejo, A. 2009. Mamíferos Silvestres. En: Lot, A.; Cano Santana, Z. (eds.). *Biodiversidad del ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México, México, pp. 277-293.
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. 1985. *Carta E14A39-43*. Sistema de información geográfico catastral, Tesorería del Distrito Federal. SIGSA, México.
- Joroba, M.; Vallejo, R. 2008. La restauración ecológica de canteras: Un caso con aplicación de enmiendas orgánicas y riegos. *Ecosistemas*, 17:119-132.
- Juárez Orozco, S. M. 2005. Efectos del fuego y la herbívora sobre la biomasa aérea del estrato herbáceo de la Reserva del Pedregal de San Ángel Tesis profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México, 90 pp.
- Juárez-Orozco, S; Cano-Santana, Z. 2007. El cuarto elemento y los seres vivos: Ecología del fuego. *Ciencias*, 85:4-12
- Krebs, C. J. 1985. *Ecología: estudio de la distribución y la abundancia*. Arte y Ediciones Tierra, México, 754 pp.
- Lot, A.; Cano Santana, Z. (eds.). 2009. *Biodiversidad del ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México, México, 538 pp.
- Lot, A.; Camarena, P. 2009. El Pedregal de San Ángel de la ciudad de México: reserve ecológica urbana de la Universidad Nacional En: Lot, A.; Cano Santana, Z. (eds.). *Biodiversidad del ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México, México, pp. 71-80.
- López-Portillo, J.; Keyes, M. R.; González, A.; Cabrera, E.; Sánchez, O. 1990. Los incendios de Quintana Roo: ¿Catástrofe ecológica o evento periódico? *Ciencia y Desarrollo*, 91:43-57

- Lyon, L.J.; Bailey, J. M. 1985. Fire's effect on a small bird population. En: Loton, J. E. y Brown, J. K. (eds.). *Proceedings of a symposium on fire's effect on wildlife habitat*. United States Forest Service, Ogden, pp. 16-22.
- Martínez-Mateos, A.E. 2001. Regeneración natural después de un disturbio por fuego en dos microambientes contrastantes de la Reserva Ecológica "El Pedregal de San Ángel". Tesis profesional. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México, México, 66 pp.
- Martínez-Orea, Y. 2001. Efecto del fuego sobre el banco de semillas de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel. Tesis profesional. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México, México, 64 pp.
- Microsoft Corporation, 2008. Microsoft Office Excel. Ver 12.0
- Mills, M.S.L. 2004. Bird community responses to savanna fires: should managers be concerned? *South African Journal of Wildlife Research*, 34:1-11
- Nava-López, M.; Jujnovsky, J.; Salinas-Galicia, R.; Álvarez-Sánchez, J.; Almeida-Leñero, L. 2009. Servicios ecosistémicos. En: Lot, A.; Cano Santana, Z. (eds.). *Biodiversidad del ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México, México, pp. 51-60.
- Neal, R. 1970. The habitat distribution and activity of a rodent population in western Uganda within particular reference to the effects of burning. *Revue Zool. Bot. Afr.*, 81:29-50.
- Novelo, E.; Ponce, M. E.; Ramírez, R. 2009. Las microalgas de la Cantera Oriente. En: Lot, A.; Cano Santana, Z. (eds.). *Biodiversidad del ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México, México, pp. 71-80.
- Ochoa, J. G. 2000. Efectos de la extracción de maderas sobre la diversidad de mamíferos pequeños en bosques de tierras bajas de la Guayana Venezolana. *Biotropica*, 32:146-164.

- O'Farrell, M. J. 1974. Seasonal activity patterns of rodents in a sagebush community. *Journal of Mammalogy*, 55:809-823.
- Peralta-Higuera, A. y Prado-Molina, J. 2009. Los límites y la cartografía. En: Lot, A.; Cano Santana, Z. (eds.). *Biodiversidad del ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México, México, pp. 27-42.
- Prado Fabregat, F.; Blanco Fernández, D.; Meseguer Costa, S.; Jordán Vidal, M. M.; Sanfeliu Montolio, T. 2010. Restauración edáfica y vegetal de una cantera: Nociones para minimizar el cambio climático. *Memorias del 3er simposio Iberoamericano de ingeniería de residuos y 2do seminario da Região Nordeste sobre residuos sólidos*. João Pessoa, Brasil.
- Raphael, M. G.; Morrison, M. L.; Yoder-Williams, M.P. 1987. Breeding bird populations during twenty-five years of postfire succession in the Sierra Nevada. *Condor*, 89:614-626.
- Ramírez-Olivos, C. 1995. Densidad de población de los roedores cricétidos del volcán Malinche, Tlaxcala. Tesis profesional. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México, México, 77 pp.
- REPSA, Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel. 2009. Disponible en: www.repsa.unam.mx. Consultado el 20 de octubre de 2009.
- Ríos-Casanova, L. 1993. Análisis espacial y temporal de la comunidad de artrópodos epífitos del Pedregal de San Ángel, D.F. (México). Tesis profesional. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México, México, 73pp.
- Rueda-Salazar, A. M.; Cano-Santana, Z. 2009. Artropodofauna. En: Lot, A.; Cano Santana, Z. (eds.). *Biodiversidad del ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México, México, pp. 171-201.

- Rzedowski, J. 1954. Vegetación del Pedregal de San Ángel. *Anales de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas*, 8:59-129.
- Rzedowski, J. 1988. *Vegetación de México*. Limusa, México, 432 pp.
- San José A., M. 2010. Monitoreo de las actividades de la fauna de vertebrados en dos zonas sujetas a restauración en la Reserva del Pedregal de San Ángel, D. F. (México). Tesis profesional. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México, México, 74 pp.
- San José, M.; Garmendia, A.; Cano-Santana, Z. 2010. Monitoreo de aves en dos zonas de restauración ecológica y una de referencia, en la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel, D.F. México. *El Canto del Centzontle*, 1: 148-164.
- SEREPSA, Secretaría Ejecutiva de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel. 2008. *Manual de procedimientos del programa de adopción de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel (PROREPSA)*. Universidad Nacional Autónoma de México, México, 108 pp.
- Siebe, C. 2000. Age and archaeological implications of Xitle volcano, Southwestern Basin of Mexico-City. *Journal of Volcanology and Geothermal Research*, 104:45-64.
- Simon, H. P.; Schwab, F. E.; Baggs, E. M.; McTaggart-Cowan, G. I. 1998. Distribution of small mammals among successional and mature forest types in western Labrador. *Canadian Field Naturalist*, 112:441-445
- StatSoft, Inc. 2007. Statistica (Data analysis software system), ver. 8.0. <www.statsoft.com>.
- Ter Braak, C. J. F. 1995. Ordination. En: Jongman, R. H. G.; Ter Braak, C. J. G.; Van Tongeren, O. F. R. (eds.). *Data analysis in community and landscape ecology*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 91-173.

- Valenzuela, V. H.; Herrera, T.; Pérez-Silvia, E. 2009. Macromicetos. En: Lot, A.; Cano Santana, Z. (eds.). *Biodiversidad del ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México, México, pp. 95-100.
- Vivar-Evans, S.; Barradas, V. L.; Sánchez Coronado, M. E.; Gamboa de Buen, A. M.; Orozco Segovia, A. 2006. Ecophysiology of seed germination of wild *Dahlia coccinea* (Asteraceae) in a spatially heterogeneous fire-prone habitat. *Acta Oecologica*, 29:187-195.
- Wayne, P. S. 1984. The role of disturbance in natural communities. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, 15:355-91
- Zar, J.H. 2010. *Biostatistical analysis*. Prentice Hall, New Jersey, 944 pp.

Apéndice 1

Cobertura absoluta de cada especie vegetal (m) registrada en ocho sitios con diferentes tipos de disturbios en la REPSA. Se cita en la quinta columna a las fuentes que proporcionaron la información sobre si la especie es exótica o nativa. Fuentes: 1=Castillo-Argüero *et al.* (2009); 2= SEREPSA (2008); 3= Castillo-Argüero *et al.* (2007); 4= GBIF (2009).

Especie	Familia	Arvensis o no arvensis	Exótica o Nativa	Fuente	Conservado 1	Conservado 2	Incendio 1	Incendio 2	Cantera 1	Cantera 2	Tiradero 1	Tiradero 2
<i>Agave salmiana</i> Otto ex Salm-Dyck	Agavaceae	NA	N	2	130	0	0	0	0	0	0	0
<i>Amaranthus hybridus</i> L.	Amaranthaceae	A	N	1	0	0	0	0	0	0	0	145
<i>Ambrosia psilostachya</i> DC.	Asteraceae	A	N	1	0	0	0	0	0	0	200	0
<i>Arenaria</i> sp.	Caryophyllaceae	A	N	1	40	0	0	60	0	0	0	0
<i>Arracacia toluensis</i> (Kunth) Hemsl.	Apiaceae	A	N	1	20	0	0	80	0	0	0	0
<i>Asclepias linaria</i> Cav.	Asclepiadaceae	A	N	1, 2	0	0	0	0	0	190	0	0
<i>Baccharis</i> sp.	Asteraceae			1	0	340	0	0	0	0	0	0
<i>Bidens pilosa</i> L.	Asteraceae	A	N	1	250	0	0	0	99	1015	0	425
<i>Bouvardia ternifolia</i> (Cav.) Schtdl.	Rubiaceae		N	2, 3	150	0	210	110	0	0	0	0
<i>Brickellia veronicifolia</i> (Kunth) A. Gray	Asteraceae	NA	N	1	0	0	0	30	0	0	0	0
<i>Buddleia cordata</i> Kunth	Buddlejaceae	NA	N	1, 2	0	130	2215	0	1305	545	0	0
<i>Buddleia parviflora</i> Kunth	Buddlejaceae	NA	N	1	0	0	100	0	350	460	0	0
<i>Calliandra grandiflora</i> (L'Her.) Benth.	Mimosaceae		N	2	960	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cardiospermum halicacabum</i> L.	Sapindaceae	A	N	1	0	0	60	0	0	100	0	0
<i>Cheilanthes bonariensis</i> (Will.) Proctor	Pteridaceae	NA		1, 3	0	3367	0	0	0	0	0	0
<i>Chenopodium</i> sp.	Chenopodiaceae	A	N	1	70	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cissus sicyoides</i> L.	Vitaceae	NA	N	1	465	625	1285	1200	0	795	0	0
<i>Cologania broussonetii</i> (Balb.) DC.	Fabaceae	A	N	1	0	140	40	0	0	0	0	0
<i>Cyperus spectabilis</i> Link	Cyperaceae	NA	N	1	110	0	240	240	0	0	0	0
<i>Dahlia coccinea</i> Cav.	Asteraceae	A	N	1, 2	2210	0	750	2560	0	0	0	15
<i>Dalea foliolosa</i> (Aiton) Barneby	Fabaceae	A	N	1	40	0	0	0	244	0	0	0
<i>Dalea humilis</i> G. Don	Fabaceae	NA	N	1	0	0	0	0	0	0	0	90
<i>Datura stramonium</i> L.	Solanaceae	A	N	1	0	0	0	0	0	0	0	65
<i>Desmodium grahamii</i> A. Gray	Fabaceae			3	0	0	0	0	96	0	0	0
<i>Dicliptera pedundularis</i> Nees	Acanthaceae			3	0	0	0	0	0	0	0	50
<i>Echeveria gibbiflora</i> DC.	Crassulaceae	NA	N	2	165	1101	30	235	0	10	0	0
<i>Eruca sativa</i> Mill.	Brassicaceae			3	0	0	0	0	0	10	0	0
<i>Eupatorium petiolare</i> Sessé et Moc. Ex DC.	Asteraceae			3	150	0	0	0	0	0	0	0
<i>Euphorbia dentata</i> Michx.	Euphorbiaceae	A	N	1	0	0	40	0	0	610	0	0
<i>Euphorbia serpyllifolia</i> Pers.	Euphorbiaceae	NA	N	1	0	0	35	0	0	0	0	0
<i>Evolvulus alsinoides</i> (L.) L.	Convolvulaceae	A	N	1	0	0	305	0	0	0	0	0
<i>Eysenhardtia polystachya</i> (Ortega) Sarg.	Fabaceae			3	70	260	0	0	0	0	0	0

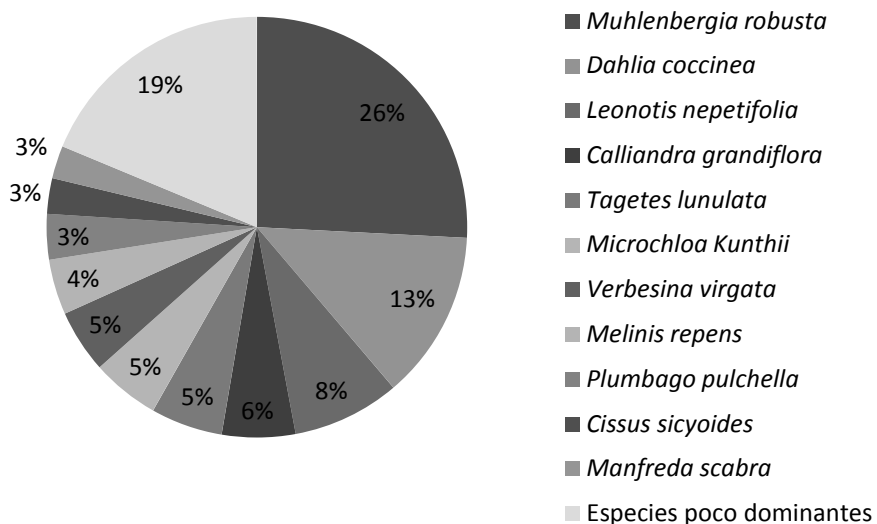
<i>Fraxinus uhdei</i> (Wenz.) Lingelsh.	Oleaceae			3	0	0	0	0	0	0	0	530
Especie	Familia	Arvense o no arvense	Exótica o Nativa	Fuente	Conservado 1	Conservado 2	Incendio 1	Incendio 2	Cantera 1	Cantera 2	Tiradero 1	Tiradero 2
<i>Gaudichaudia cynanchoides</i> Kunth	Malpighiaceae	NA	N	1	0	0	0	0	0	30	0	0
<i>Geranium seemanii</i> Peyr.	Geraniaceae	A	N	1	0	0	0	0	75	0	0	40
<i>Gnaphalium chartaceum</i> Greenm.	Asteraceae	NA	N	1	30	30	298	460	0	0	0	0
<i>Gonolobus uniflorus</i> Kunth	Asclepiadaceae	NA	N	4	0	10	0	0	60	0	0	0
<i>Iresine cassiniiformis</i> Schauer.	Amaranthaceae		N	1	0	8	70	0	0	0	0	0
<i>Iresine diffusa</i> Humb. et Bonpl. ex Willd.	Amaranthaceae	A	N	1	0	0	0	135	0	0	0	0
<i>Iresine grandis</i> Standl.	Amaranthaceae			4	0	95	0	490	0	0	0	0
<i>Jaltomata procumbens</i> (Cav.) J. L. Gentry	Solanaceae			3	0	0	110	0	0	0	0	0
<i>Lagascea rigida</i> (Cav.) Stuessy	Asteraceae	NA	N	1, 3	260	0	150	240	0	0	0	0
<i>Leonotis nepetifolia</i> (L.) R. Brown	Lamiaceae		E	1, 2	1410	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lepidium sordidum</i> A. Gray	Brassicaceae			3	0	0	0	0	0	0	0	60
<i>Lopezia racemosa</i> Cav.	Onagraceae	A	N	1	0	0	0	0	0	30	0	0
<i>Manfreda scabra</i> (Ort.) McVaugh	Agavaceae		N	2	431	20	80	420	40	0	0	70
<i>Medicago lupulina</i> L.	Fabaceae	A	E	1	0	0	18	0	0	0	0	0
<i>Melilotus indica</i> (L.) All.	Fabaceae	A	E	1	0	0	0	20	0	0	0	0
<i>Melinis repens</i> (Willd.)	Poaceae	A	E	1, 2	725	1441	2055	955	110	1465	0	505
<i>Microchloa Kunthii</i> Desv.	Poaceae	NA	N	1	887	0	510	230	0	0	0	100
<i>Mimosa aculeaticarpa</i> var. <i>Biuncijera</i> (Benth) Barneby	Mimosaceae			3	0	0	0	0	170	0	0	0
<i>Muhlenbergia rigida</i> (Kunth) Kunth	Poaceae	NA	N	1	0	60	0	0	0	0	0	0
<i>Muhlenbergia robusta</i> (E.) Fourm. Hitchc.	Poaceae	NA	N	1, 2	4395	3796	2540	3375	595	100	500	0
<i>Opuntia tomentosa</i> Salm-Dyck	Cactaceae	NA	N	2	0	1814	145	0	396	0	0	0
Otras Poaceae	Poaceae				0	90	0	0	0	180	0	150
<i>Oxalis corniculata</i> L.	Oxalidaceae	A	N	1	0	0	0	0	0	0	0	35
<i>Passiflora subpeltata</i> Ortega	Passifloraceae	A	N	1	230	0	0	50	140	0	0	0
<i>Pellaea ovata</i> (Desv.) Weath.	Pteridaceae	NA	N	1	0	0	0	0	0	10	0	0
<i>Pennisetum clandestinum</i> Hochst. Ex Chioy.	Poaceae	A	E	1,2	0	0	700	0	6243	1730	10000	9325
<i>Penstemon roseus</i> (Sweet) G. Dom	Scrophulariaceae	A	N	1	0	0	245	0	0	0	0	0
<i>Penstemon</i> sp.	Scrophulariaceae			3	140	0	0	0	0	0	0	0
<i>Phaseolus</i> sp.	Fabaceae			1	140	0	0	40	170	0	0	0
<i>Phlebodium areolatum</i> (Humb. Et Bonpl. ex Willd.) J. Sm.	Polypodiaceae			3	0	0	170	190	0	140	0	0
<i>Phlebodium</i> sp.	Polypodiaceae			3	0	0	0	3	0	0	0	0
<i>Physalis foeten</i>	Solanaceae			3	0	0	0	0	0	90	0	0
<i>Phytolacca icosandra</i> L.	Phytolaccaceae	A	N	1, 2, 3	0	0	955	195	0	0	0	0
<i>Picris echioides</i> L.	Asteraceae	A	E	1	0	0	20	0	0	30	150	40
<i>Pittocaulon praecox</i>	Asteraceae	NA	N	2	40	110	0	3345	0	0	200	500
<i>Plumbago pulchella</i> Boiss.	Plumbaginaceae	A	N	1	595	180	0	260	0	0	0	0
<i>Polypodium</i> sp.	Selaginellaceae	NA	N	1	0	80	0	80	0	0	0	0
<i>Polypodium thysanolepis</i> A. Braun ex Klotzsch	Polypodiaceae	NA	N	1	390	515	353	0	0	40	0	0
<i>Portulaca mexicana</i> P. Wilson	Portulacaceae			3	0	0	55	0	0	0	0	50

<i>Ricinus communis</i> L.	Euphorbiaceae	A	E	1, 2	30	0	0	0	160	0	100	0
Especie	Familia	Arvense o no arvense	Exótica o Nativa	Fuente	Conservado 1	Conservado 2	Incendio 1	Incendio 2	Cantera 1	Cantera 2	Tiradero 1	Tiradero 2
<i>Salvia mexicana</i> Sessé et Moc.	Lamiaceae	A	N	2	0	0	0	50	0	250	0	0
<i>Salvia tilifolia</i> Vahl	Lamiaceae	A	N	1	120	0	0	0	0	0	0	0
<i>Schinus molle</i> L.	Anacardiaceae	A	E	1	0	0	0	15	0	0	200	0
<i>Sida rhombifolia</i> L.	Malvaceae	NA	N	1	0	0	0	0	0	0	0	65
<i>Solanum nigrescens</i> M. Martens et Galeotti	Solanaceae	A	N	1	20	0	120	0	165	0	0	135
<i>Solanum rostratum</i> Dunal	Solanaceae	A	N	1	120	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sonchus oleraceus</i> L.	Asteraceae	A	E	1	0	0	0	40	0	350	100	1500
<i>Stevia ovata</i> Willd.	Asteraceae	NA	N	1	20	0	45	90	0	300	0	0
<i>Symphytum officinale</i> L.	Boragináceas			3	80	0	0	0	0	0	0	10
<i>Tagetes coronopifolia</i> Willd.	Asteraceae	A	N	1	0	0	0	0	0	0	0	430
<i>Tagetes lunulata</i> Ortega	Asteraceae	A	N	1	940	0	0	640	0	80	0	0
<i>Tagetes micrantha</i> Cav.	Asteraceae	NA	N	1	50	0	0	0	0	0	0	70
<i>Taraxacum officinale</i> F. H. Wigg	Asteraceae	A	E	1	0	0	230	0	0	2	0	0
<i>Verbesina virgata</i> Cav.	Asteraceae	NA	N	1	826	718	680	970	696	735	1000	0
<i>Wigandia urens</i> (Ruiz et Pav.) Kunth	Hydrophyllaceae	A	N	1	325	0	35	135	700	1115	200	0
Especie 1 no identificada					0	0	0	0	4	0	0	0
Especie 2 no identificada					0	0	0	30	0	0	0	0
Especie 3 no identificada					0	0	0	215	0	0	0	0
Especie 4 no identificada					0	0	0	0	0	0	10	0
Especie 5 no identificada					0	0	0	0	0	30	0	0
Especie 6 no identificada					0	0	0	0	208	0	0	0

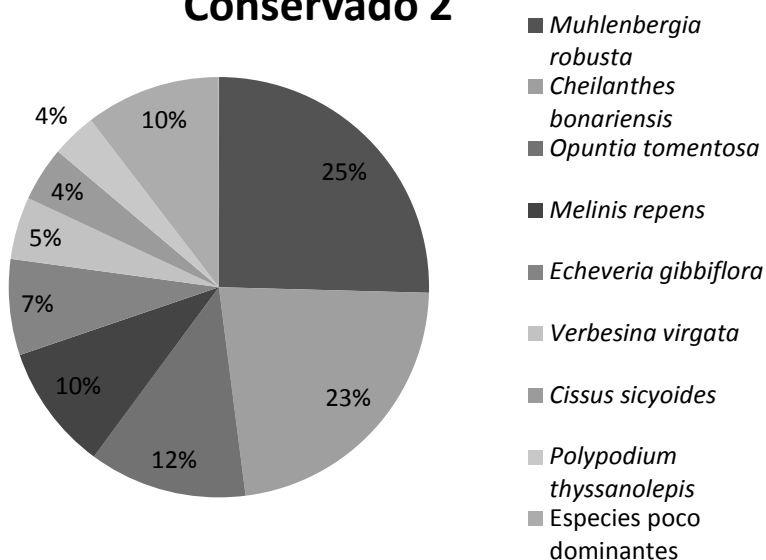
Apéndice 2

Cobertura relativa de las diferentes especies vegetales en ocho sitios de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel. Datos de octubre de 2006. Las especies con menos de 3% de cobertura fueron agrupadas dentro del grupo de “Especies poco dominantes”. Como regla general en los pasteles se comienza a enlistar a las especies desde las 12 del reloj hacia la derecha (*i.e.*, en el Conservado 1 la especie con 26% de cobertura *Muhlenbergia robusta*, la especie con 13% es *Dahlia coccinea* y así sucesivamente)

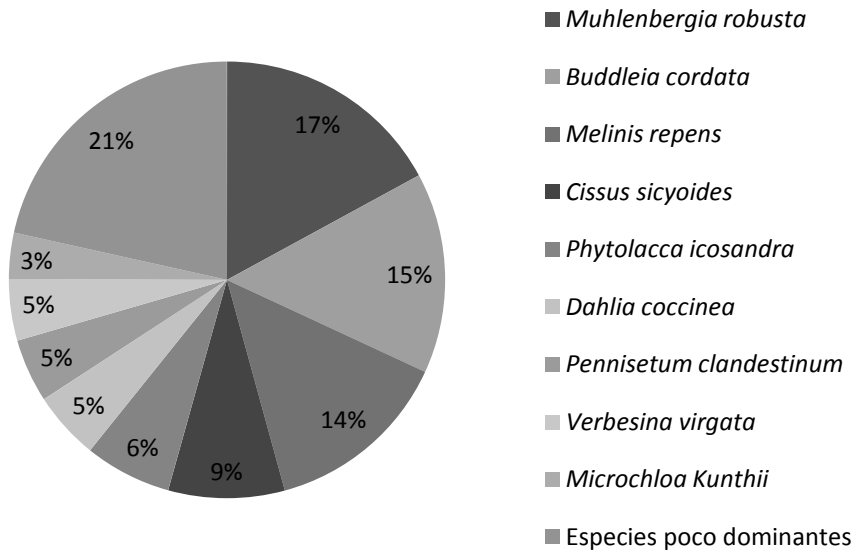
Conservado 1



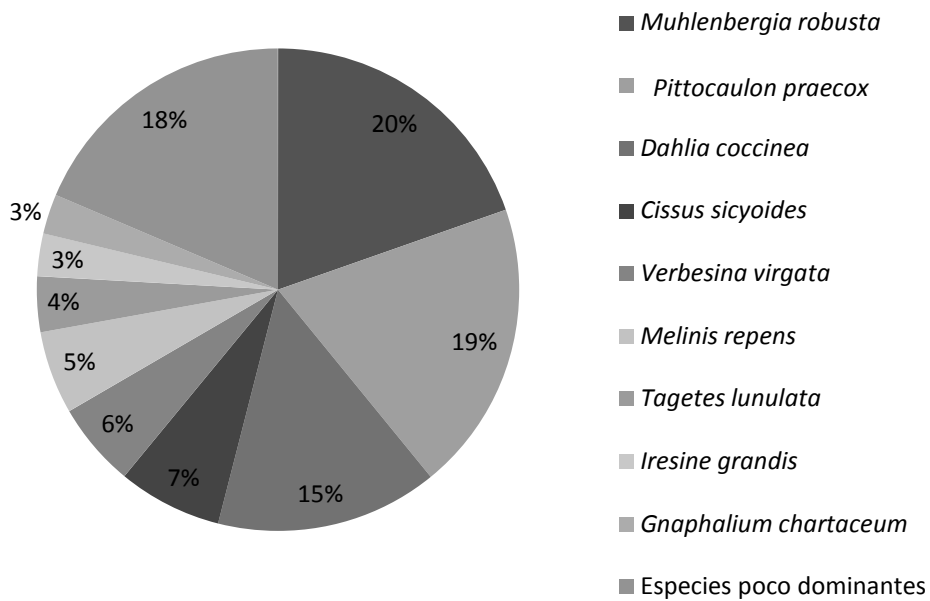
Conservado 2



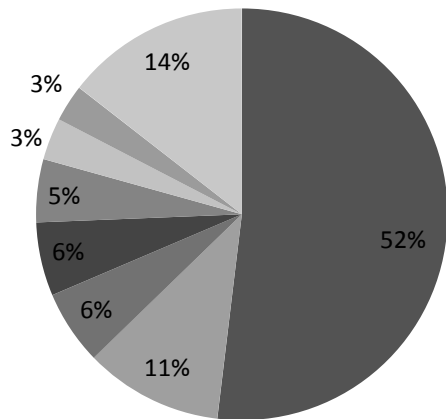
Incendio 1



Incendio 2

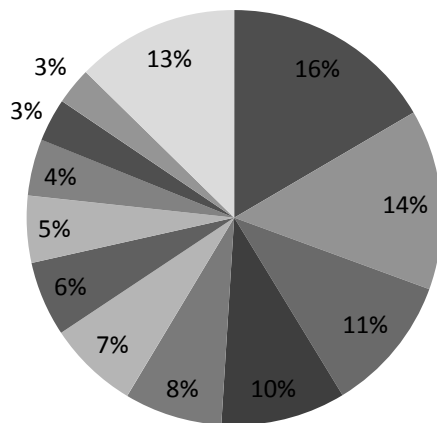


Cantera 1



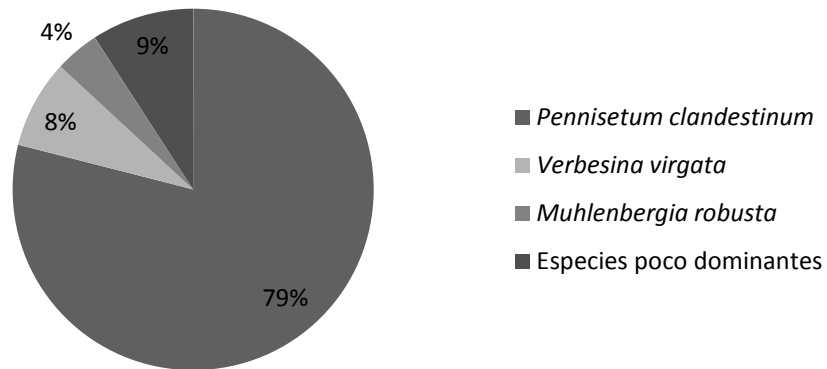
- *Pennisetum clandestinum*
- *Buddleia cordata*
- *Wigandia urens*
- *Verbesina virgata*
- *Muhlenbergia robusta*
- *Opuntia tomentosa*
- *Buddleia parviflora*
- Especies poco dominantes

Cantera 2



- *Pennisetum clandestinum*
- *Melinis repens*
- *Wigandia urens*
- *Bidens pilosa*
- *Cissus sicyoides*
- *Verbesina virgata*
- *Euphorbia dentata*
- *Buddleia cordata*
- *Buddleia parviflora*
- *Sonchus oleraceus*
- *Stevia ovata*
- Especies poco dominantes

Tiradero 1



Tiradero 2

