

120



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE CIENCIAS

REGENERACIÓN NATURAL DESPUÉS DE UN DISTURBIO POR FUEGO EN DOS MICROAMBIENTES CONTRASTANTES DE LA RESERVA ECOLÓGICA "EL PEDREGAL DE SAN ÁNGEL".

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE

B I Ó L O G A

P R E S E N T A :

AGUEDA EDITH MARTÍNEZ MATEOS

292448

DIRECTOR DE TESIS: DRA. SILVIA CASTILLO ARGÜERO



2001

FACULTAD DE CIENCIAS SECCION ESCOLAR



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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



UNIVERSIDAD NACIONAL
AUTÓNOMA DE
MÉXICO

MAT. MARGARITA ELVIRA CHÁVEZ CANO
Jefa de la División de Estudios Profesionales de la
Facultad de Ciencias
Presente

Comunicamos a usted que hemos revisado el trabajo de Tesis: Regeneración natural después de un disturbio por fuego en dos microambientes contrastantes de la Reserva Ecológica "El Pedregal de San Angel".

realizado por Agueda Edith Martínez Mateos

con número de cuenta 9033060-1 , pasante de la carrera de Biología

Dicho trabajo cuenta con nuestro voto aprobatorio.

Atentamente

Director de Tesis
Propietario

Dra. Silvia Castillo Arguero

Silvia Castillo Arguero

Propietario

Dr. Zenón Cano Santana

Zenón Cano Santana

Propietario

Dr. José Alejandro Zavala Hurtado

José Alejandro Zavala Hurtado

Suplente

M. en C. Efraín Tovar Sánchez

Efraín Tovar Sánchez

Suplente

Biól. Claudia Gabriela Montes Cartas

Claudia Gabriela Montes Cartas

FACULTAD DE CIENCIAS
U.N.A.M.

Consejo Departamental de Biología



Edna María Suárez Díaz

Dra. Edna María Suárez Díaz
DEPARTAMENTO
DE BIOLOGÍA

**A Agueda mi madre
Por su comprensión y cariño**

**A Faustino mi padre
Por todo lo que me ha enseñado
y por todo su amor**

**A mis hermanos
Olga Lidia
Fernando César
Hilda Haydée
y Carlos Alejandro
Por su ayuda y por preocuparse
por mí todos estos años**

Los quiero mucho

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a los sinodales: Dra. Silvia Castillo Argüero, Dr. Zenón Cano Santana, Dr. J. Alejandro Zavala Hurtado, M. en C. Efraín Tovar Sánchez y Biól. C. Gabriela Montes Cartas, por haber revisado ésta tesis y por todos los comentarios que ayudaron a mejorarla.

A mi directora de tesis Dr. Silvia Castillo Argüero por toda la paciencia que ha tenido conmigo a lo largo de la elaboración de ésta tesis, por su ayuda y por su amistad.

A la M. en C. Patricia Guadarrama Chávez, al Biól. Eduardo Pérez y la Biól. Dulce M. Figueroa Castro por todos los comentarios que hicieron para mejorar éste manuscrito. Al Biól. Edgar Camacho Castillo por la revisión que hizo a la última versión.

A la Fundación UNAM por haberme otorgado una beca dentro del "Programa de Tesis de Licenciatura en Proyectos de Investigación".

A las personas que me ayudaron en el campo: Oswaldo, Yuriana, Silvia, Gabriela, Patricia, Irene, Edgar, Dulce, Leonel, y Pedro.

Al laboratorio de Edafología de la Facultad de Ciencia por las facilidades otorgadas para el análisis de suelos, a la asesoría del Biól. Abel Ibañez Huerta, la M. en C. Rosalía Ramos Bello y a la M. en C. Ma. Socorro Galicia Palacios, y a mis compañeros Oswaldo, Yuriana y Gabriela quienes me ayudaron en el trabajo de laboratorio.

A todos mis compañeros del Laboratorio de Ecología por hacer que el trabajo sea más agradable todos los días. Muy especialmente a Oswaldo Nuñez ya que siempre estuvo conmigo dispuesto a ayudarme a resolver los problemas que surgían tanto en mi trabajo de tesis como en otros aspectos. A pesar de todo lo que sucedió al principio se que hemos logrado conservar una gran amistad que sin la cual hubiera sido más difícil terminar este trabajo.

A los amigos que encontré durante la carrera: Eduardo, Andrea, Elia, Cinthya, Ricardo y Maribel con los que empecé a descubrir el maravilloso mundo de la Biología. Especialmente le agradezco a Eduardo por todo lo que me enseñó y aunque no estuvo estos últimos años a mi lado se que aún tienen que ver mucho en todo lo que hago.

A mi gran amiga María Elena Dominguez y su familia, por acordarse y preocuparse por mi, se que toda la vida podré contar con ustedes a pesar de la distancia.

A mis dos grandes amigos Guadalupe Torres y Ángel Serrano con los que he compartido tantas cosas, gracias por su cariño, su tiempo y su amistad.

A Iris García que fue una de las personas que más me motivo a terminar ésta tesis, ella sabe que es una de las dos personas importantes que encontré en mi primer trabajo.

A mis padres y hermanos por todo su cariño, amor y comprensión, se que todo lo que hecho hasta ahora a sido porque ustedes siempre han estado a mi lado, aunque nunca les diga cuanto los quiero.

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 de Licenciatura. Facultad de Ciencias. U.N.A.M. México. 66 pp.

RESUMEN

En este trabajo se estudió la regeneración de la vegetación en los sitios planos y abruptos de la Reserva Ecológica "El Pedregal de San Ángel" después de un incendio que ocurrió en febrero de 1998. Para ello, se estudió durante un año después de ocurrido el incendio: (1) el cambio en la cobertura vegetal aérea; (2) la riqueza específica de las plantas; (3) la iluminación a nivel del suelo y a un metro de altura; (4) la temperatura del suelo; (5) la temperatura y humedad relativa sobre el suelo; y (6) la materia orgánica y el pH del suelo.

La cobertura vegetal fue de 12% durante el primer mes posterior al incendio, de febrero a octubre se observó una rápida regeneración, la cual se debió al rebrote de tallos, lignotubérculos y raíces. Se alcanzó la máxima cobertura (80%) en octubre (finales de la temporada de lluvias) como consecuencia del establecimiento de plántulas de especies anuales y perennes, y a la regeneración del follaje de arbustos y árboles. Un año más tarde se observó que la cobertura aumentó en un 20% con respecto a febrero de 1999.

Los incendios en la Reserva se presentan hacia finales del invierno (enero, febrero y marzo) durante la temporada de sequía, época en la que la mayoría de las especies se encuentran en estado latente. El 73% de las plantas que se registraron fueron especies perennes, algunas de ellas se encontraban en estado latente por lo que sus yemas fueron protegidas por el suelo y por la vegetación seca; y otras fueron arbustos y árboles que presentaban cortezas gruesas en sus tallos, lo que les permitió sobrevivir al paso del fuego. Y el 27% corresponde a las especies anuales que durante la temporada de sequía se encontraban como un banco de semillas en el suelo.

La riqueza de especies fue reducida después del incendio, sólo se encontraron 15 especies en el primer mes. En octubre se registraron 73 especies

gracias a la mezcla de especies perennes y anuales, y un año después se observaron 43 especies en febrero de 1999.

Debido a la quema de la vegetación las condiciones ambientales fueron modificadas inmediatamente, la iluminación tanto a nivel de suelo como a un metro de altura, a un mes después del disturbio se incrementó cuatro veces con respecto a febrero del siguiente año debido a la pérdida de la cobertura vegetal aérea. La temperatura del suelo aumentó principalmente por la radiación directa del sol fue 26.1°C en marzo de 1998 y un año después fue de 16.4°C.

La materia orgánica presentó valores de 13% durante el primer mes después del incendio, estos valores aumentaron conforme pasaba el tiempo y en febrero de 1999 el valor fue 18%. El pH se mantuvo constante todo el año con valores entre 5.2 y 6.3.

CONTENIDO

I.	INTRODUCCIÓN	
1.1.	Sucesión ecológica	1
1.2.	La sucesión después del fuego	3
1.3.	Disturbios	4
1.4.	El fuego como disturbio	5
1.5.	Causas de los incendios	6
1.6.	Respuesta adaptativas de la vegetación al incendio	7
1.7.	Efecto del fuego sobre la comunidad vegetal	9
1.8.	Efecto del fuego sobre las condiciones ambientales	10
1.9.	Efecto del fuego sobre el suelo	11
II.	ANTECEDENTES Y JUSTIFICACIÓN	12
III.	OBJETIVOS	15
IV.	SITIO DE ESTUDIO	
4.1.	Localización	16
4.2.	Clima	16
4.3.	Topografía	16
4.4.	Suelo	17
4.5.	Vegetación y flora	17
V.	MATERIALES Y MÉTODOS	
5.1.	Selección de sitios	20
5.2.	Cobertura vegetal	20
5.3.	Composición de especies	20
5.4.	Variables ambientales	21
5.5.	Análisis de suelo	22
5.6.	Manejo estadístico	22

VI. RESULTADOS	
6.1. Cobertura vegetal	24
6.2. Riqueza de especies	26
6.3. Composición de especies	28
6.3.1. Índices de similitud	
6.3.2. Formas de vida	
6.4. Características ambientales del área de estudio	31
6.4.1. Iluminación	
6.4.2. Temperatura del suelo	
6.4.3. Temperatura y humedad relativa ambiental	
6.5. Condiciones químicas del suelo	35
6.5.1. Materia orgánica	
6.5.2. pH del suelo	
6.6. Efecto de las condiciones ambientales sobre la cobertura vegetal	38
VII. DISCUSIÓN	
7.1. Respuestas de la vegetación la incendio	40
7.2. Regeneración después del incendio	41
7.3. Impacto del fuego sobre la vegetación	43
7.4. Impacto del fuego sobre las condiciones ambientales	46
7.5. Impacto del fuego sobre las condiciones químicas del suelo	47
7.6. La sucesión después del incendio	49
7.7. Perspectivas	50
VIII. CONCLUSIONES	52
LITERATURA CITADA	53
APÉNDICE 1	63

I. INTRODUCCIÓN

1.1. Sucesión ecológica

Uno de los primeros modelos que se formularon sobre el desarrollo sucesional fue planteado por Clements (1916) y después fue descrito por Connell y Slatyer (1977). El proceso principia cuando se crea un espacio como consecuencia de un disturbio en una comunidad establecida y diversos grupos de especies ocupan progresivamente dicho sitio, modificándolo de manera que las condiciones ambientales van siendo menos aptas para sí mismos y posibilitando el establecimiento de nuevas especies. Al final se desarrolla una comunidad la cual es capaz de controlar los cambios y esta en equilibrio con el clima imperante en la región y con las condiciones locales del suelo (Connell y Slatyer, 1977).

La teoría del *monoclímax* de Clements fue criticada desde su propuesta, ya que para muchos autores la sucesión es un proceso más complejo. Siendo una de las teorías alternativas la del *policlímax* de Tansley (1939), la cual sostiene que en un área dada pueden existir diferentes comunidades clímax, puesto que el procesos sucesional no es unidireccional. Whittaker (1953), por su parte, propone la teoría del *patrón clímax*, según la cual cada especie está adaptada a ciertas condiciones ambientales, en las cuales dichas especies son competitivamente superiores, de manera que distintas especies serán dominantes en distintos puntos del clímax. a lo largo de un gradiente ambiental

Para Egler (1954) la sucesión es un proceso más heterogéneo, ya que el desarrollo de una comunidad dependerá de las especies que colonicen primero el espacio libre. Por ello propone el modelo de *composición florística inicial* el cuál es individualista, en el que cada especie intenta excluir o suprimir a nuevos colonos y el proceso sucesional se vuelve poco predecible, ya que las comunidades no siempre convergen al clímax climático

Connell y Slatyer (1977) proponen que muchos de los procesos sucesionales involucran uno de los tres tipos de modelos: *facilitación*, *inhibición* y *tolerancia*, según se explican a continuación

- *Modelo de facilitación.* Sólo las especies sucesionales tempranas pueden establecerse, posteriormente dominan y modifican el medio, de manera que lo hacen inadecuado para el reclutamiento y supervivencia de ellas mismas, pero favorable para especies de estados más avanzados en sucesión.
- *Modelo de tolerancia.* Inicialmente pueden establecerse tanto especies tempranas como tardías, pero sólo éstas últimas presentan reclutamiento y sobrevivencia en presencia de otras especies debido a su habilidad competitiva superior.
- *Modelo de inhibición.* Pueden establecerse especies tempranas y tardías, pero sólo aquellas que aseguren un espacio y otros recursos pueden tener reclutamiento e inhibir el desarrollo y sobrevivencia de otras especies presentes o invasoras subsecuentes.

La diferencia entre estos modelos radica en la forma de remplazamiento de las especies que aparecen en la secuencia sucesional. Estos mecanismos intentan explicar no sólo el cambio de especies sino también las modificaciones en las condiciones ambientales en la comunidad durante los distintos estados de éste proceso.

Con esto se extiende el concepto de sucesión a un proceso comunitario y no sólo individualista. De esta manera, la sucesión es el resultado de la subsecuente dinámica de las poblaciones, y ésta a su vez es el resultado de la dinámica de los individuos y de sus historias de vida (Quijano, 1999).

Noble y Slatyer (1980) proponen algunas generalizaciones acerca de los principales factores que afectan a la sucesión:

1. La composición de especies inmediatamente después de un disturbio depende sobre todo de la subsistencia de propágulos que pueden haber sido dispersados de otros sitios o bien dichos propágulos y otras estructuras vegetales pueden haber resistido al disturbio.
2. Inmediatamente después del disturbio hay un pulso de reclutamiento o regeneración, bajo condiciones de poca competencia por espacios u otros recursos.
3. Posteriormente a este impulso, el reclutamiento disminuye cuando las plantas se establecen y se vuelve difícil desplazarlas.

4. El subsecuente reclutamiento de especies adicionales es algunas veces facilitado por el primer ocupante, pero es frecuentemente restringido y puede ser inhibido.

5. En ausencia de disturbios posteriores, especies de mayor longevidad pueden regenerarse en presencia de sus propios adultos y finalmente empezarán a dominar.

Connell y Slatyer (1977), por su parte, desarrollaron un esquema para predecir el cambio en la composición de especies dominantes en comunidades vegetales sujetas a recurrentes disturbios como el fuego. En este esquema utilizan un pequeño número de características de historias de vida pertenecientes a especies potencialmente dominantes en una particular comunidad, a los cuales se les llaman *atributos vitales*.

Se distinguen tres tipos de *atributos vitales*: el método de arribo o persistencia de especies en el sitio durante y después de un disturbio; la capacidad para establecerse, crecer y madurar; y el tiempo que toma una especie para alcanzar el estado de vida crítico (Noble y Slatyer, 1980).

1.2. La sucesión después del fuego

Carreira *et al.* (1992) discuten que en las comunidades expuestas a incendios frecuentes, principalmente de clima mediterráneo, como el que domina en California, Australia, Sudáfrica, Sur de Francia y Sureste de España, los estudios que se han realizado difieren del concepto clásico de sucesión de Clements, el cual se refiere al cambio en la vegetación principalmente observado en campos agrícolas abandonados, donde existen especies pioneras que arriban al sitio y posteriormente modifican el ambiente, permitiendo la entrada de otras especies más tolerantes.

Hanes (1971) propuso el término *autosucesión* para describir la rápida regeneración después del fuego en el chaparral del sur de California, ésta comunidad capaz de regresar a un estado preexistente.

Trabaud y Lepart (1981), por otro lado, establecen que no existe una sucesión en el sentido general de la palabra, ya que se ha observado que existe

un progresivo remplazamiento de especies provenientes de la comunidad original, tal como lo sugiere Egler (1954) en su modelo de *composición de florística inicial*.

Whelan (1995) discute que en las comunidades afectadas por el fuego la dirección de la sucesión no es hacia un clímax autosostenible, sino que la sucesión es cíclica bajo un mismo régimen de fuego o resulta en múltiples caminos alternativos para la comunidad, si el régimen de fuego cambia. Tampoco existe una secuencia competitiva de remplazamiento; y el mecanismo que conduce al cambio sucesional es la diferencia en las historias de vida de las especies.

Dado que existen diferencias en las respuestas que tiene una comunidad después de un incendio, Westman (1986) definió algunos términos para comparar el efecto de un disturbio en comunidades de diferentes regiones, tal es el caso de la *inercia* y la *resiliencia*. La inercia es el grado de resistencia al cambio, cuando algún disturbio es aplicado a un ecosistema y la resiliencia, por su parte, es la tasa o manera en que retorna una comunidad a una condición original después de un disturbio.

Los ecosistemas del Mediterráneo son resilientes al fuego y a otros disturbios, presentan una rápida regeneración después del fuego, la cual se atribuye a que el disturbio sólo modifica la abundancia relativa más que la composición de especies, y la recuperación solo involucra el retorno a la abundancia inicial, las especies presentan estrategias que les permiten sobrevivir, tales como latencia de semillas y de yemas (Lavorel, 1999).

1.3. Disturbios

Un disturbio es un evento discreto en el tiempo, que mata, desplaza o daña uno a más individuos, creando directa o indirectamente oportunidades para que nuevos individuos empiecen a establecerse, ya que cambia la disponibilidad de los recursos y modifica el substrato o el ambiente físico en general (Sousa, 1984; White y Pickett, 1985; Pickett *et al.*, 1989; Agee, 1993). Estos pueden ser causados por agentes como el fuego, el viento, las heladas, el agua, las avalanchas, los ríos

de lava, los herbívoros y las enfermedades, así como el efecto de actividades humanas (White y Pickett, 1985).

Los disturbios se caracterizan de acuerdo al *espacio*, al *tiempo* y a la *magnitud* (Rykiel, 1985; White y Pickett, 1985; Pickett *et al.*, 1989; Glenn-Lewin y Van der Maarel, 1992). El espacio se refiere a la extensión del disturbio y la localización, en relación a un gradiente ambiental. El tiempo se refiere a la frecuencia y predictibilidad del disturbio. Y la magnitud se refiere a la fuerza del evento o a la severidad la cual se ve reflejada por su efecto en la vegetación.

1.4. El fuego como disturbio

Existen tres tipos de incendios (Daubenmire, 1979; Bond y van Wilgen, 1996): 1) *los incendios superficiales* son los que se producen en la superficie del suelo consumiendo la hojarasca, matando herbáceas y arbustos pero no árboles; 2) *los incendios de las copas* se producen en bosques densos donde el fuego puede pasar de la copa de un árbol a otro, afectando todo lo que se encuentre del suelo hacia arriba; y 3) *los incendios subterráneos* que son aquellos donde se incendian las capas orgánicas por debajo del suelo, destruyendo las raíces, los rizomas y cualquier estructura subterránea

El fuego es un agente de disturbio que abre espacios de menos de una hectárea a más de un millón de hectáreas en intervalos de uno a mil años (Bond y van Wilgen, 1996). El efecto del fuego sobre la biota va depender de la intensidad, la frecuencia, la estacionalidad, la extensión y el tipo de fuego. *La intensidad* de un incendio depende del clima del lugar, la topografía, del peso y tipo de combustible, la constitución química y la distribución vertical y horizontal del material combustible. *La estación* en que se produce un incendio está relacionada con el clima el cual determina en que momento se dan las condiciones necesarias para que se produzca y propague el incendio. *La extensión* del incendio se ve afectada por la heterogeneidad del paisaje. En tanto que *la frecuencia* dependerá del tiempo que se requiere para producir material combustible disponible a partir del último incendio (Christensen, 1985; Whelan, 1995; Bond y van Wilgen, 1996).

1.5 Causas de los incendios

Los incendios ocurren de manera natural provocados por fenómenos naturales como los rayos, el vulcanismo y por combustión espontánea de pastizales en días de intenso calor, o bien, pueden ser provocados por el hombre con fines ganaderos o agrícolas, por descuido de las excursionistas al encender fogatas o por fumadores (Show y Clarke, 1978; Benítez-Badillo, 1987). En México los incendios provocados por rayos son poco probables ya que las tormentas con rayos son acompañadas por lluvias.

En los bosques tropicales de México, en donde el sistema de uso agrícola preponderante es la roza-tumba-quema, los incendios son provocados por descuidos al realizarse las quemas prescritas, extendiéndose hacia zonas donde es más difícil su control (López-Portillo *et al.*, 1990).

En los bosques de coníferas los incendios son provocados por la gran acumulación de material combustible, debido a las políticas de manejo en muchas reservas, en donde los incendios son excluidos, lo cual provoca que se presenten incendios de gran intensidad (Show y Clarke, 1978). Tal es el caso de el Parque Nacional de Yellowstone en Estados Unidos, en el que los incendios se suprimieron desde su fundación en 1872, lo cual ocasionó que un incendio de gran magnitud se produjera en 1988, ocasionando graves daños a la vegetación y afectando 450,000 hectáreas (López-Portillo *et al.*, 1990).

En Quintana Roo de mayo a junio de 1989 se presentaron varios incendios, los cuales se debieron a la gran acumulación de material combustible producto de la caída de muchos árboles después del huracán "Gilberto" en 1988; aunado a la sequía extraordinaria que se presentó posteriormente; y al riesgo por el uso del fuego en las prácticas agrícolas, todo esto desencadenó que se afectara una superficie de 135,000 hectáreas (López-Portillo, *et al.* 1990).

En el D. F. los incendios son principalmente causados por el hombre debido al descuido por parte de los excursionistas, al efecto de la cercanía de zonas urbanas, a la presencia de basura, así como a las quemas de pastizales para uso agrícola o ganadero cuando no son adecuadamente controladas. En el período que comprende 1997-98 los incendios afectaron en el D. F. una superficie de 5735.3 hectáreas (CORENA, 1998).

1.6. Respuesta adaptativas de la vegetación al incendio

Las plantas presentan adaptaciones a las condiciones ambientales durante la época desfavorable del año, que por lo general en algunas comunidades es la temporada de sequía. Raunkiaer sugiere un sistema de formas de vida, el cual se basa en la posición de los tejidos meristemáticos que permanecen inactivos durante la época desfavorable, en donde encontramos a las fanerófitas, las camefitas, las hemcriptófitas, las criptófitas y las terófitas (Whittaker, 1992).

Las *fanerófitas* son plantas leñosas que presentan sus yemas meristemales arriba de la superficie del suelo, expuestas a la atmósfera a una altura mínima de 25 cm. Las *camefitas* son plantas perennes que tienen las yemas sobre el suelo a una altura por debajo de los 25 cm. Las *hemcriptófitas* son herbáceas perennes con yemas que se encuentra en la superficie del suelo. Las *criptófitas* son hierbas perennes con sus tejidos meristemáticos bajo el suelo, generalmente tienen órganos subterráneos, como bulbos, tubérculos y rizomas, que almacenan sustancias de reserva. Y por último, las *terófitas* que son especies anuales o efímeras de corta vida, sobreviviendo a la época desfavorable únicamente por medio de semillas (Whittaker, 1992).

Las respuestas evolutivas de las plantas ante eventos frecuentes de disturbio por fuego pueden verse reflejados en aspectos como: la germinación, el crecimiento y desarrollo, la floración, las características del follaje y corteza, las características de las yemas axilares, los lignotubérculos y los conos serotinos (Agee, 1993).

1.6.1. *La germinación.*- Algunas especies de plantas leñosas como *Acacia*, *Arctostaphylos*, *Ceanothus* y *Rhus* producen una gran cantidad de semillas con una cubierta dura, las cuales permanecen latentes hasta que un incendio pasa, fenómeno que se denomina latencia de testa (Daubenmire, 1979; Agee, 1993). Las semillas son estimuladas a germinar después de un incendio, debido al calor producido durante el incendio, el cual fractura o deseca la testa de la semilla (Jeffrey et al., 1988) o estimula directamente al embrión (Van de Venter y Esterhuizen, 1988). También existen estímulos químicos por gases que se producen por la quema de la vegetación como son el etileno y el amonio, así

como, sustancias nitrogenadas y el humo (Van Staden et al., 2000). Keeley y Fotheringham (1998) observaron que en el chaparral de California *Discentra chrysantha* requiere de tratamiento con humo para su germinación; lo cual también a sido registrado en *Protea compacta* en Sudáfrica, *Actinostobus acuminatus* y *Erica sessiflora* en Australia (Van Staden et al. 2000), y *Quercus Pyrenaica* en España (Valbuena y Tarrega, 1998).

1.6.2. *Crecimiento y desarrollo rápido.*- Algunas especies leñosas que mueren a causa del fuego, tienen semillas o frutos resistentes al fuego, ya que han desarrollado la capacidad de producir frutos, unos cuantos años después de la germinación, de tal forma que terminan su ciclo de vida antes de que se produzca otro incendio (Daubenmire, 1979, Agee, 1993). *Pinus muricata* es una especie en California que produce semillas viables a una edad muy joven. En tanto que *P. montezumae* y *P. michoacana* en México presentan tallos que empiezan a crecer rápidamente y sus yemas terminales alcanzan un altura por arriba de la zona del calor letal (Daubenmire, 1979, Agee, 1993).

1.6.3. *Estimulación a la floración.*- Existen especies que son estimuladas para florecer después de un incendio, Benítez-Badillo (1987) observó que *Festuca tolucensis* y *Muhlenbergia macroura* aumentaron su producción de flores en zonas incendiadas en un bosque de pinos en México, debido a la liberación de nutrimentos, al aumento en la temperatura, a la remoción de la hojarasca y al efecto de las cenizas como fertilizante.

1.6.4. *Resistencia del follaje.*- Existen especies que ante el fuego presentan hojas con bajo contenido de resinas o aceites y alto contenido de agua capaz de detener un incendio superficial (Daubenmire, 1979, Agee, 1993).

1.6.5. *Corteza resistente al fuego.*- El espesor de la corteza, sobre todo en árboles, puede ser un factor importante en determinar la sobrevivencia de la planta ante un disturbio por fuego, entre las especie que presentan una corteza gruesa se encuentran *Quercus macrocarpa*, *Larix occidentalis*, *Pinus pelustris* y *P ponderosa* (Daubenmire, 1979; Agee, 1993).

1.6.6. *Yemas axilares latentes.*- *Pinus rigida* y algunas especies de eucaliptos tienen la capacidad de regenerar sus ramas a partir de yemas axilares a lo largo del tronco, en su base o de raíces laterales; en especies como *Betula papyrifera*,

Sequoia sempervirens, *Chrysothamnus* spp. y *Vaccinium* spp. se producen nuevos brotes a partir de yemas adventicias localizadas en la parte superior de la raíz (Mount, 1969).

1.6.7. *Lignotubérculos*.- Los lignotubérculos son abultamientos basales entre la raíz y el tallo que contiene yemas y sustancias de reserva (James, 1984). Cuando los tallos mueren a causa del fuego, las yemas latentes son estimuladas para rebrotar usando las reservas nutricionales. *Arctostaphylos* sp. y *Adenostoma* sp. presentan lignotubérculos, aunque los eucaliptos de Australia son las plantas que los tienen más desarrollados pues llegan a tener diámetros mayores a un metro (Mount, 1969). En algunas especies del género *Erica* también se observa regeneración a partir de lignotubérculos (Bell y Ojeda, 1999).

1.6.8. *Conos serotinos*.- Existe especies como *Pinus halepensis*, *P. brutia* y *P. concordata* que se distribuyen en España, que tienen la capacidad de proteger sus semillas por un largo tiempo en un banco de semillas permanente en los conos del dosel, los cuales se abren después del paso del fuego, fenómeno que se denomina como serotinia (Habrouk *et al.*, 1999; Martínez-Sánchez *et al.* 1999). La serotinia se ha observado en algunas angiospermas de Sudáfrica y Australia; sin embargo, en Norteamérica se encuentra restringida a las coníferas de los géneros *Pinus* y *Cupressus*, en especies como *Cupressus sargentii* (Neéman *et al.* 1999), *P. attenua*, *P. serotinia* y *P. radiata* (Agee, 1993).

1.7. Efecto del fuego sobre la comunidad vegetal

En comunidades expuestas ha incendios frecuentes, como es el caso de las zonas de clima mediterráneo, las especies de plantas presentan principalmente dos respuestas al fuego denominadas *especies de semillas obligadas* y *especies rebrotantes* (Zedler *et al.*, 1983; Whelan, 1995; Whittle *et al.* 1997). Las especies de semillas obligadas son aquellas que mueren con el fuego y entonces son dependientes de la reserva de semillas para recuperarse después de éste, ya que al incendiarse un lugar se abren espacios, la luz, el agua y los nutrimentos se incrementan y la depredación temporal de semillas y plántulas disminuye (Bond y van Wilgen, 1996; Zedler *et al.* 1983). Las especies rebrotantes, por su parte, se

restablecen después del fuego por rebrotes, independientemente si pueden o no tener una reserva significativa de semillas, sobreviviendo al fuego a través del reclutamiento de nuevos tallos o por órganos subterráneos (Gill, 1981; Zedler *et al.*, 1983).

El fuego esta asociado con el mantenimiento de la diversidad de especies en casi todos los tipos de matorrales, en estos ambientes la riqueza de especies tiende a ser más alta inmediatamente después del fuego y declina posteriormente (Christensen, 1985; Carreira *et al.*, 1992). El aumento en la riqueza de especies se debe a que la competencia por los recursos y el espacio disminuye; el agua, la luz y los nutrimentos se incrementan, además de existir una disminución en el número de depredadores en el área (Bond y van Wilgen, 1996).

Un cambio en la riqueza de especies implica también un cambio en la composición de éstas, ya que algunas especies sobreviven al incendio y otras se pierden (Bond y van Wilgen, 1996).

1.8 Efecto del fuego sobre las condiciones ambientales

Las condiciones físicas que se observan después de un incendio son muy diferentes a las encontradas antes del disturbio; se presenta un incremento en la temperatura de la superficie del suelo, en la intensidad de la luz, en la velocidad del viento y en el déficit de presión-vapor (Schlesinger y Gill, 1980; Whelan, 1995; Auld y Bradstock, 1996; Hanley y Fenner, 1998). Las temperaturas son más altas debido a la pérdida de la sombra que proporcionaba la vegetación y a la pérdida del efecto aislante de la hojarasca (Whelan, 1995; Auld y Bradstock. 1996; Hanley y Fenner, 1998). La ausencia de vegetación y biomasa sobre el suelo incrementan la velocidad del viento y la temperatura en el área afectada, lo cual trae como consecuencia una rápida desecación del hábitat (Auld y Bradstock, 1996; Hanley y Fenner, 1998).

Otra consecuencia de la pérdida de la vegetación y la hojarasca por un incendio, combinado con la poca retención del agua del suelo y el impacto de las gotas de lluvia en el suelo, es la erosión en los sitios quemados (Carreira *et al.*, 1992; Whelan, 1995).

1.9. Efecto del fuego sobre el suelo

Los cambios que se producen en el suelo después de un incendio, dependen de la duración e intensidad del fuego, así como del tipo de suelo, la humedad, la biomasa vegetal antes y después del fuego, y de las condiciones climáticas (Hernández *et al.*, 1997). Hernández *et al.* (1997) revisaron que diversos autores coinciden en que el fuego incrementa la disponibilidad de nutrimentos en la superficie del suelo debido a la combustión de la vegetación y la depositación de cenizas, aunque por otro lado, también se ha encontrado que el contenido de nutrimentos puede reducirse o no sufrir cambios.

Los resultados que se han encontrado con respecto a las propiedades químicas del suelo son contradictorios, ya que algunos autores afirman que después de un incendio existen pérdidas de materia orgánica en el suelo (Anderson y Menges, 1997; Hernández *et al.*, 1997). Otros, por su parte, han encontrado que la materia orgánica se incrementa después del paso del fuego (Terrega *et al.*, 1996). Algunos más no encuentran grandes cambios al comparar suelos quemados con no quemados (Benítez-Badillo, 1987)

Para el caso del pH también hay diversas opiniones, aunque la mayoría de los autores afirman que la acidez del suelo disminuye, ya que varios óxidos en las cenizas reaccionan con los iones hidrógenos (Austin y Baisinger, 1955; Benítez-Badillo, 1987, Hernández *et al.*, 1997).

II. ANTECEDENTES Y JUSTIFICACIÓN

La Reserva del Pedregal de San Ángel es una de las zonas de mayor riqueza florística del Valle de México (Álvarez et al., 1982). Está representada por un matorral xerófilo, sin embargo resulta ser atípica en relación a otros matorrales xerófilos distribuidos en México, ya que generalmente este tipo de vegetación se distribuye en lugares de clima seco, con una precipitación media anual menor a 700 mm, y el clima del pedregal es templado con una precipitación de 870.6 mm (Rzedowski, 1978; Cano-Santana, 1994).

La Reserva, al encontrarse ubicada dentro de la zona urbana de la Ciudad de México, está expuesta constantemente a perturbaciones antropogénicas. Entre los principales factores de disturbio observados en los últimos años son: la reducción del área debido a la construcción de nuevos edificios; la contaminación atmosférica y sonora provocada por la cercanía con la Avenida de Los Insurgentes, la contaminación por basura y por desperdicios de construcción; la introducción de especies exóticas como los eucaliptos de los alrededores de la reserva y de especies que se encuentran en los camellones cercanos a la Reserva; y a un reciente aumento en la frecuencia de los incendios (Valiente-Banuet y De Luna, 1990; Cano-Santana y Meave, 1996).

Estos constantes disturbios se ven reflejados principalmente en una disminución de especies nativas y un aumento en especies asociadas a áreas alteradas (ruderales) (Valiente-Banuet y De Luna, 1990).

Rzedowski (1954) registró para la comunidad en que se encuentra actualmente la Reserva 342 especies; Valiente-Banuet y De Luna (1990) sólo registraron 226; de las cuales 77 especies probablemente han entrado a la comunidad más recientemente, de éstas, 20 son citadas por Rzedowski (1954) para los encinares adyacentes, dos probablemente provienen del Jardín Botánico de la UNAM y 55 son de procedencia incierta; es importante destacar que el 25% de las especies recién registradas tienen hábitos ruderales (Valiente-Banuet y De Luna, 1990).

Durante 1998 se presentaron condiciones climatológicas extraordinariamente secas lo que propiciaron incendios forestales frecuentes e

intensos por todo el mundo. En México los incendios afectaron 583 mil 664 ha de vegetación de las cuales el 30% fueron pastos naturales, el 27% fueron zonas arboladas y el 43% matorrales. La Reserva del Pedregal de San Ángel en particular, estuvo expuesta a varios incendios entre los meses de febrero a abril de ese año; los cuales se debieron básicamente a la gran cantidad de material combustible vegetal acumulado (CORENA, 1998).

A pesar de la importancia que han tomado los incendios en México los estudios que se han realizado se refieren principalmente al efecto que tiene el fuego en comunidades arbóreas de zonas templadas, sobre todo en bosques de coníferas (Fulé y Convington, 1996; Fulé y Convington, 1998; Minnich *et al.*, 2000)

Bénitez-Badillo (1987), por ejemplo, observó el efecto del fuego en la vegetación herbácea de un bosque de *Pinus*, en el cerro del Ajusto en el D.F., encontrando que la cobertura anual en los sitios incendiados fue 67% en relación con los no incendiados, la diversidad aumentó, la época de floración se adelantó y la cantidad de floración fue mayor en los sitios incendiados, el pH del suelo se elevó, al igual que las concentraciones de Na, K, Ca, Mg y nitrógeno total, y la materia orgánica disminuyó muy poco.

Por otro lado, Lloret *et al.* (1999) hacen una comparación de las adaptaciones que presentan las especies vegetales para poder sobrevivir y regenerarse después de un incendio, entre los matorrales de Tehuacán y los de California en donde los incendios ocurren más frecuentemente, encontrando que existen adaptaciones similares a las especies de California, a pesar de que en los matorrales de Tehuacán los incendios son poco frecuentes.

Existen pocos estudios en los que se ha estudiado el efecto de los incendios en las especies vegetales de la Reserva. Larson *et al.* (1994), por ejemplo, observó que los incendios que ocurren en la Reserva no afectaron la regeneración de *Echeveria gibbiflora*. Ruedas (1999), por su parte, sugiere que los incendios no afectan la regeneración de *Mammillaria magnimamma* cuando se encuentran como semillas, ya que estas no permanecen mucho tiempo en el suelo, en contraste, la sobrevivencia de las plántulas sí se reduce, lo cual tendría un efecto en el reclutamiento de nuevos individuos a la población. López (1999), por su parte, observó una disminución en la producción de frutos en *M.*

magnimamma después del incendio de 1998, lo cual pudo deberse a que las plantas quemadas tuvieron que asignar mayor proporción de recursos a la sobrevivencia y al crecimiento a expensas de la reproducción. En otro estudio, Quijas (1999) sugiere que la fecundidad de *M. magnimamma* también se ve afectada por el fuego, ya que después del incendio existe una mayor proporción de flores y frutos abortados en los individuos dañados.

Es importante mencionar que los pocos trabajos que se han reportado para la vegetación de México, no pueden ser extrapolados debido a que la Reserva presenta características tan particulares; además de que los estudios que se han realizado en la Reserva no han abordado el efecto que tienen los incendios sobre la dinámica, la estructura y la composición de especies de la comunidad.

III. OBJETIVOS

El presente trabajo pretende conocer el proceso de regeneración de la vegetación después de un incendio en dos microambientes: sitios "abiertos y planos" y "sitios cerrados y abruptos" dentro de la Reserva Ecológica "El Pedregal de San Ángel".

Los objetivos particulares de este estudio son los siguientes:

1. Determinar el efecto del fuego sobre la composición de especies vasculares en los dos microambientes.
2. Conocer la flora que se establece después del fuego y su cambio a lo largo un año.
3. Determinar la relación entre los factores ambientales prevaletentes después del incendio (la iluminación que incide sobre el suelo, la temperatura del suelo, la temperatura y humedad relativa a nivel del suelo, el pH y materia orgánica del suelo) y la vegetación que se establece después del disturbio
4. Determinar el efecto de las condiciones físicas después del incendio sobre la recuperación de la vegetación y el reclutamiento de nuevas especies.

IV. SITIO DE ESTUDIO

4.1. Localización

La Reserva de "El Pedregal de San Ángel" se encuentra localizada en la parte suroeste de la Ciudad de México, dentro del campus de la Universidad Nacional Autónoma de México, entre los 2250 y los 2600 m s.n.m. (Álvarez *et al.* 1982) ocupa en la actualidad una extensión de 176 ha (UNAM, 1997).

4.2. Clima

Presenta un clima templado subhúmedo, con régimen de lluvias de verano $Cb(w_1)(w)$, según el sistema modificado de clasificación climática de Köppen (García, 1964). La temperatura media anual es de 15.5°C con variaciones extremas que van de -6°C hasta 34.6°C y con una precipitación pluvial de 870 mm anuales (García, 1964). La temperatura máxima del año corresponde al mes de mayo y la mínima a enero; la distribución de la precipitación es muy desigual, dividiendo al año en una temporada lluviosa de junio a octubre y otra seca de noviembre a mayo (Rzedowski, 1954).

La combinación de las variaciones de temperatura y humedad durante el año permiten dividirla en tres épocas para fines de la descripción de patrones fenológicos: lluvias (mayo-octubre), sequía de invierno (noviembre-febrero) y sequía de primavera (marzo-abril) (Meave *et al.*, 1994).

4.3. Topografía

La topografía de la Reserva es, en general, accidentada. Cano-Santana (1994) afirma que se pueden encontrar dos tipos de sitios contrastantes: 1) sitios planos o abiertos que se ubican en áreas menos accidentadas de la Reserva con terrenos completamente planos o con promontorios rocosos de menos de 1.5 m de altura o con hondonadas poco pronunciadas, o bien con hoyos de menos de 1.5 m de profundidad, y 2) sitios abruptos o cerrados, distribuidos en áreas con una

topografía marcadamente accidentada, con grietas, hoyos profundos y/o con altos promontorios rocosos, con variaciones en el terreno mayores a 1.5 m.

4.4. Suelos

Los suelos con principalmente de origen eólico y orgánico, su espesor no sobrepasa pocos centímetros, pero se presentan diferencias de acuerdo a la topografía del lugar (Rzedowski, 1954). La profundidad promedio del suelo en la Reserva es de 4.5 ± 0.27 cm y la tasa de formación del suelo es de 426.4 cm/años (Cano-Santana y Meave, 1996).

Rzedowski (1954) reporta que todos los suelos sobre la lava para la zona de Ciudad Universitaria son arenoso-limosos, moderadamente ácidos (pH 6.1). La composición del suelo es de 58% de arena, 30% de limo y 12% de arcillas; contiene una gran cantidad de materia orgánica (12.1%), de potasio (0.00119%) y de calcio (0.01488 %), mientras que son pobres en nitrógeno (0.8% de N total, 0.00021% de NO_2 , una cantidad menor de 0.00014% de NO_4), y fósforo (0.00002%) aprovechables, pues estos elementos se encuentran combinados con la abundante materia orgánica (Rzedowski, 1954).

4.5. Vegetación y flora

La Reserva presenta una vegetación de tipo matorral xerófilo denominada por Rzedowski (1954) como *Senecionetum praecocis*. La comunidad presenta una gran heterogeneidad en su composición donde la especie dominante es *Verbesina virgata* (Cano-Santana, 1994). Otras especies de gran importancia por su aportación a la productividad primaria neta aérea a la comunidad de *Senecio praecocis* son: *Verbesina virgata*, *Muhlenbergia robusta*, *Buddleia cordata*, *Dahlia coccinea*, *Echeveria gibbiflora*, *Manfreda brachystachya*, *Cissus sicyoides*, *Buddleia parviflora*, *Eupatorium petiolare*, *Eysenhardtia polystachya*, *Dodonea viscosa*, *Stevia salicifolia*, *Dioscorea galeottiana*, *Wigandia urens*, *Bouvardia ternifolia*, *Tagetes lunulata*, *Salvia mexicana* y *Piqueria tnnervia* (Cano-Santana, 1994).

La Reserva está constituida predominantemente por un estrato herbáceo bien desarrollado, un arbustivo ligeramente menos importante y con pocos elementos arbóreos (Rzedowski, 1954). Las plantas de esta comunidad presentan una gran variación de formas de crecimiento, ya que existen árboles (generalmente de menos de 7 m de altura), arbustos, semiarbustos, herbáceas perennes, herbáceas anuales, crasicaules áfilos, globosos y arbustivos, rosetófilas crasas, trepadoras, helechos, musgos y epífitas (Cano-Santana, 1994).

La flora de la Reserva está constituida por 71 familias, 254 géneros y alrededor de 320 especies de flora vascular. De las 71 familias las que tienen mayor número de géneros son: Asteraceae con 41, Poaceae con 25, Leguminosae con 15 y Orchidaceae con 11 (Herrera y Almeida, 1994).

La alta diversidad florística dentro de la comunidad se puede explicar por la gran cantidad de microambientes producto de: a) la heterogeneidad topográfica debido a la existencia de numerosas hondonadas, hoyos, grietas y promontorios rocosos; b) la variación altitudinal; c) la exposición diferencial a la luz y al viento; d) la forma, superficie, grosor y textura de la roca; y e) la cantidad de suelo acumulado (Rzedowski, 1954; Valiente-Banuet y De Luna, 1990; Cano-Santana y Meave, 1996). Estas características y ubicación han permitido el establecimiento de especies con diferentes requerimientos ambientales (Rzedowski, 1954).

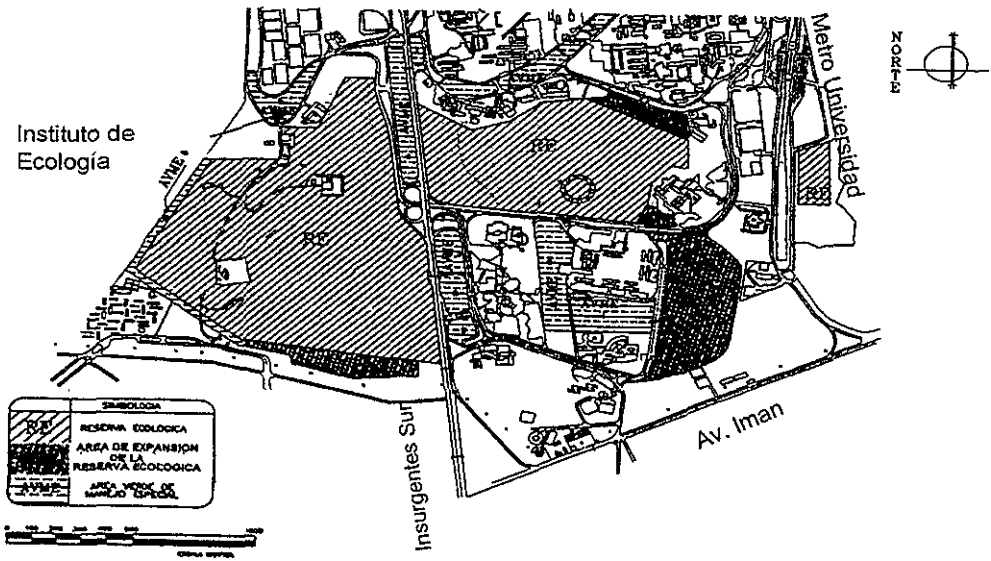


Figura 1. Mapa de la Reserva Ecológica "El Pedregal de San Ángel" (UNAM, 1997).

V. MATERIALES Y MÉTODOS

5.1. Selección de sitios

En una zona de la Reserva que fue afectada por un incendio en la primera quincena de febrero de 1998, se delimitaron catorce sitios de estudio permanente de 5 x 5 m (25 m²), siete con características de sitio abierto (plano) y siete de sitio cerrado (abrupto).

5.2. Cobertura vegetal.

Cada cuatro semanas (28 días) de febrero de 1998 a febrero de 1999 (tabla 1), se registró el porcentaje de cobertura aérea de la vegetación, se estimaba el porcentaje que cubría la vegetación dentro de cada uno de los cuadros, así como el porcentaje de cobertura aérea que ocupaban cada una de las especies que se encontraban cada mes en los cuadros fijos.

5.3 Composición de especies

Se hicieron colectas de todas las especies que se encontraron en los cuadros fijos cada mes durante un año, posteriormente se determinaron. Se comparó la composición de especies de cada uno de los catorce cuadros, usando el índice de similitud de Sørensen (*S*) (Magurran, 1988).

$$S = (2C / A + B)$$

donde: *C*= número de especies compartidas en los cuadros de estudio, *A*= número total de especies vegetales encontradas en el cuadro *A*, *B*= número de especies encontradas en el cuadro *B*.

Se midió la distancia entre cada uno de los sitios de estudio, con una cinta métrica de 100 m para las distancias menores a 100 m y con un GPS 45 Garmin para las distancias mayores a 100 m.

Tabla 1. Fecha de los muestreos para los datos del porcentaje de cobertura vegetal, la iluminación, la temperatura y la humedad; y para la colecta del suelo. El asterisco indica que se realizó el muestreo en esa fecha.

Fecha de muestreo	Cobertura vegetal aérea	Iluminación	Materia orgánica y pH del suelo	Temperatura del suelo	Temperatura y humedad relativa
25 febrero 1998	*	*	*	*	*
30 marzo 1998	*	*		*	*
27 abril 1998	*	*	*	*	*
26 mayo 1998	*	*		*	*
22 junio 1998	*	*	*	*	*
20 julio 1998	*	*		*	*
18 agosto 1998	*	*	*	*	*
14 septiembre 1998	*	*		*	*
13 octubre 1998	*	*	*	*	*
9 noviembre 1998	*	*		*	*
7 diciembre 1998	*	*	*	*	*
12 enero 1999	*	*		*	*
9 febrero 1999	*	*	*	*	*

5. 4. Variables ambientales

Cada cuatro semanas de marzo de 1998 a febrero de 1999 se registró la temperatura del suelo a lo largo del día, en cuatro cuadros permanentes. Se registró la temperatura cada hora de las 8:45 a 17:45 hrs durante dos días, utilizando termómetros de suelo Taylor modelo 6091.

Se registró la temperatura y humedad relativa a nivel del suelo cada cuatro semanas de abril de 1998 a febrero de 1999, en cuatro cuadros permanentes; durante dos días, de 8:45 a 17:45 hrs utilizando un termohigrómetro Oakton.

Para la temperatura del suelo, la temperatura y humedad relativa se calculó el promedio para cada mes tomando en cuenta todos los datos registrados a lo largo del día en los dos días del muestreo.

Cada cuatro semanas de febrero de 1998 a febrero de 1999, a las 9:45 hrs se registró la iluminación a nivel del suelo, así como a un metro sobre éste, con

cinco repeticiones en cada uno de los cuadros permanentes, para ello se utilizó un luxímetro Phytotronic.

Todos los datos de hora del día usados en esta tesis se hicieron basados en la hora solar local.

5. 5. Análisis de suelos

En cada uno de los cuadros se tomaron muestras de suelo cada ocho semanas de febrero de 1998 a febrero de 1999, para determinar el porcentaje de materia orgánica y el pH del suelo. Se tomaron dos muestras al azar de aproximadamente 500 g de suelo, en los alrededores de cada uno de los cuadros. Estas muestras se trasladaron al laboratorio y se guardaron en la cámara fría para su posterior análisis.

Para la determinación del porcentaje de materia orgánica se utilizó el método de Walkley & Black (Black, 1973; Jackson, 1970). El pH se determinó en una relación 1:5 con agua destilada (Black, 1973; Jackson, 1970).

5.6. Manejo estadístico

Se determinó el efecto del tipo de sitio y del mes sobre la cobertura vegetal aplicando una ANdeVA de medidas repetidas, prueba de F (Zar, 1999), utilizando el programa STATISTICA versión 5.0.

Se realizó una correlación entre la distancia entre cada uno de los sitios de estudio y los índices de similitud de Sørensen, utilizando el programa STATISTICA versión 5.0.

Se determinó el efecto del tipo de sitio y del mes sobre el porcentaje de materia orgánica y el pH del suelo aplicando una ANdeVA de dos vías, prueba de F (Zar, 1999), utilizando el programa STATISTICA Versión 5.0.

Se determinó el efecto del tipo de sitio y del mes sobre la iluminación a nivel del suelo y a un metro sobre éste aplicando una ANdeVA de dos vías, prueba de F (Zar, 1999), utilizando el programa STATISTICA Versión 5.0.

Se determinó el efecto del mes sobre la temperatura del suelo aplicando una ANdeVA de una vía, prueba de F (Zar, 1999), utilizando el programa STATISTICA Versión 5.0.

Para comparar la relación entre todos los factores ambientales y la cobertura vegetal total se realizó una regresión para los tres factores más importantes (iluminación a nivel del suelo, temperatura del suelo y humedad) (Zar, 1999), mediante el programa de STATISTICA Versión 5.0.

VI. RESULTADOS

6.1. Cobertura vegetal

Durante febrero de 1998 después de haber ocurrido el incendio se registraron los menores porcentajes de cobertura vegetal total en ambos sitios, en los sitios planos la cobertura fue de $13.9 \pm 5.7\%$ y en los sitios abruptos fue de $11.7 \pm 3.7\%$. Hacia finales de la temporada de lluvia durante los meses de septiembre, octubre y noviembre se registraron los porcentajes de cobertura más altos; en los sitios planos fue de $77.9 \pm 5.6\%$ en el mes de octubre y en los sitios abruptos fue de $82.1 \pm 3.4\%$ en el mes de septiembre. En febrero del siguiente año se observó que el porcentaje de cobertura aumentó a más del doble en ambos sitios; en los sitios planos fue de $34.3 \pm 4.1\%$ y en los sitios abruptos de $37.9 \pm 2.1\%$ (figura 2).

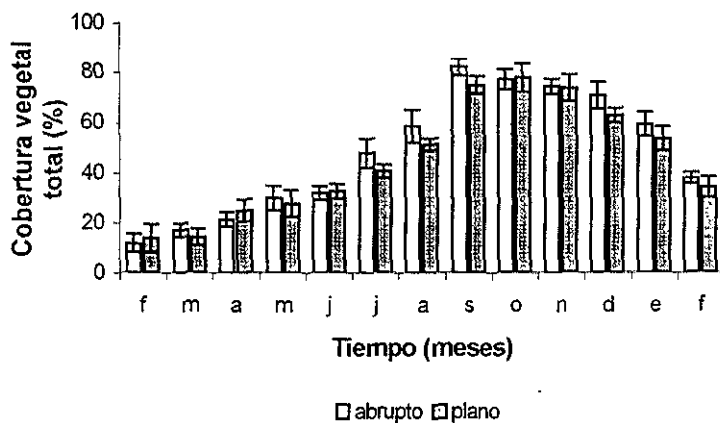


Figura 2. Porcentajes de cobertura vegetal total a través del tiempo, después del incendio de febrero de 1998 en sitios planos y abruptos en la Reserva del Pedregal de San Ángel.

Hubo un efecto significativo del mes sobre la cobertura vegetal total ($F=85.4$; g.l.=12,144; $P<0.05$), pero no se encontró un efecto significativo entre sitios ($F=0.91$; g.l.=1,144; $P>0.05$); así como no hubo un efecto en la interacción (sitio x mes) ($F=0.54$; g.l.=12,144; $P>0.05$) sobre la cobertura vegetal total (tabla 2).

Tabla 2. Prueba del análisis de varianza de medidas repetidas para determinar el efecto del mes, sitio y la interacción (mes x sitio) sobre la cobertura vegetal total.

Factor	SC	gl	CM	F	P
Mes	92932.8	12	7755.4	85.4	< 0.05
Sitio	412.5	1	412.5	0.91	n.s
Interacción	594	12	49.5	0.54	n.s
Error	13075.2	144	90.8		

En el caso de la cobertura para algunas de las especies más abundantes, se encontró que *Muhlenbergia robusta* presentó 9.4% en los sitios planos y 6.1% en los abruptos en febrero de 1998, ésta cobertura aumentó conforme transcurrió la temporada de lluvias, en octubre alcanzó su máximo valor con 42.8% en sitios abruptos y 36.6% en los planos, en febrero de 1999 disminuyó nuevamente a 20.7% en los sitios abruptos y 15% en los sitios planos (figura 3a).

Echeveria gibbiflora durante el primer mes después del incendio presentó una cobertura de 7.8% en sitios planos, en marzo disminuyó a 2.5%, en abril presentó la mayor cobertura con 7.4% y en febrero de 1999 fue de 3.2%. En los sitios abruptos se registraron coberturas menores a 2% durante todo el año (figura 3b).

Verbesina virgata presentó una cobertura de 6.8% en los sitios planos y de 2.6% en los sitios abruptos en el primer mes posterior al incendio, en octubre alcanzó su máxima cobertura con 15% en sitios planos y 18.2% en los abruptos, la cual disminuyó a 8.8% en ambos sitios en febrero de 1999 (figura 3c).

Manfreda brachystachya, en cambio, es una especie que no presentó cobertura durante los primeros cuatro meses después del incendio en ambos

sitios, en junio empezó a aumentar su cobertura la cual alcanzó su máximo en septiembre con 30.3% en sitios planos y 23.8% en los abruptos, a partir de octubre empezó a disminuir y en enero del siguiente año la perdió por completo (figura 3d).

Por su parte, *Phytocaulon praecox* presentó su mayor cobertura en febrero de 1998 en los sitios planos con 25%, la cual disminuyó conforme pasaba el tiempo y no logró recuperarse en febrero de 1999 en donde el valor fue de 3%. En los sitios abruptos la cobertura fue menor a 6.5% de febrero a octubre de 1998 y en noviembre la perdió por completo (figura 3e).

En el caso de *Dahlia coccinea* no presentó cobertura durante los primeros cuatro meses después del incendio, en junio comenzó su desarrollo y alcanzó su máxima cobertura en septiembre con 36% en los sitios abruptos y 15.1% en los sitios planos, en noviembre perdió otra vez su cobertura (figura 3f).

En los sitios abruptos *Buddleia cordata* presentó una cobertura de 7.8% en febrero de 1998 y al siguiente mes disminuyó a 2.5%, ésta cobertura se recupera conforme pasa el tiempo, en diciembre alcanza su mayor porcentaje con 15.5% y para febrero de 1999 presentó una cobertura de 12.8%. En los sitios planos la cobertura más baja se presentó en febrero de 1998 con 3% y alcanza su máximo en septiembre con 16.5%, valor que disminuyó nuevamente en diciembre y un año después del incendio fue de 6.8% (figura 3g).

6.2. Riqueza de especies.

El menor número de especies se registró durante febrero de 1998, encontrándose 14 especies en los sitios planos y 15 especies en los sitios abruptos; a finales de la temporada de lluvias se registró el mayor número de especies, con 75 especies en noviembre en los sitios planos y 71 especies en octubre en los sitios abruptos. En febrero de 1999 el número de especies fue de más del doble que las registradas un año antes, pues se registraron 45 especies en los sitios planos y 40 en los sitios abruptos (figura 4).

Se encontró en los sitios planos un total de 90 especies acumuladas a lo largo de un año después del incendio y 97 especies en los sitios abruptos (figura 4).

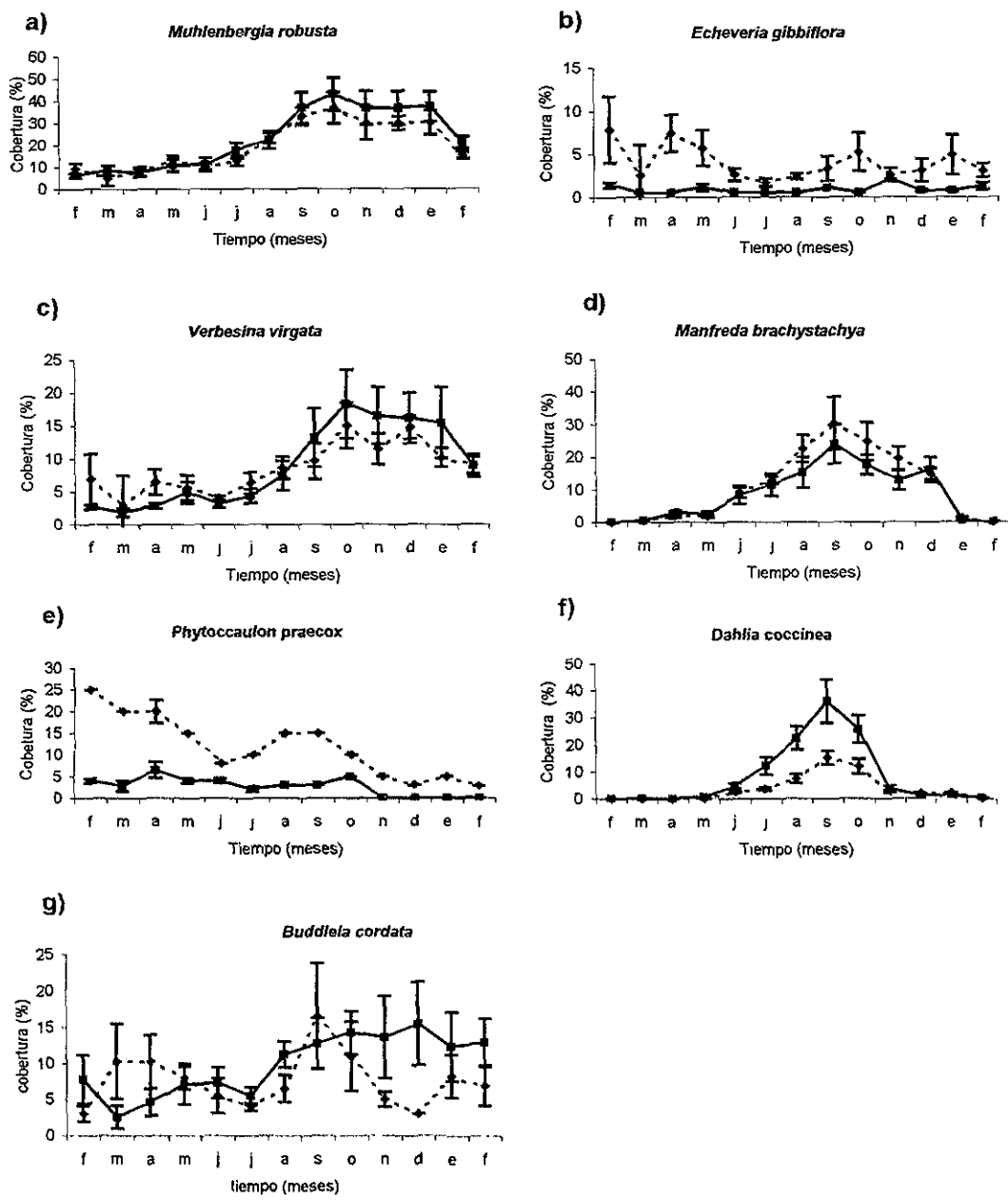


Figura 3.- Variación en la cobertura vegetal aérea a lo largo de un año, en siete de las especies más abundantes del Pedregal, después del incendio de febrero de 1998. Líneas continuas sitios abruptos y líneas discontinuas sitios planos

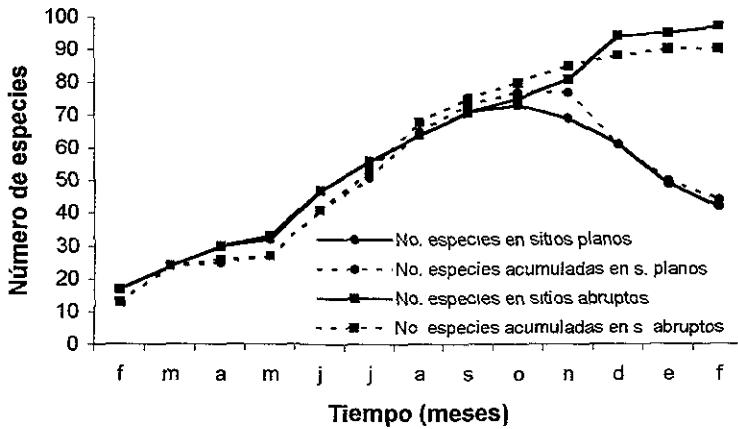


Figura 4. Riqueza de especies acumulada y riqueza de especies a lo largo de los meses después del incendio de febrero de 1998 a febrero de 1999 en la Reserva del Pedregal de San Ángel.

6.2. Composición de especies

Después de un año del disturbio se encontró un total de 111 especies representadas en 44 familias, las familias que tuvieron más representantes fueron Asteraceae con 31 especies, Poaceae con nueve, Fabaceae y Orchidaceae con cinco, Solanaceae y Cyperaceae con tres (apéndice 1).

Las especies más abundantes que se presentaron en ambos sitios fueron *Buddleia cordata* (Asteraceae), *Dahlia coccinea* (Asteraceae), *Echeveria gibbiflora* (Crassulaceae), *Eupatorium* sp. (Asteraceae), *Manfreda brachystachya* (Amaryllidaceae), *Muhlenbergia robusta* (Poaceae), *Verbesina virgata* (Asteraceae), *Wigandia urens* (Hydrophyllaceae) y *Opuntia tomentosa* (Cactaceae)(apéndice 1).

6.3.1. *Índices de similitud.*- En general, los sitios de estudio no comparten una gran cantidad de especies vegetales, se observó que los sitios planos no compartieron más especies entre sí, ya que se encontraron cuadros con

características de sitio plano más similares a cuadros con características de sitio abrupto y tampoco los sitios abruptos compartieron más especies entre sí. Los sitios más similares que compartieron un mayor número de especies fueron el cuadro "P4" plano y "A5" abrupto con un índice de similitud de 0.74 y los menos similares fueron los cuadros "P3" plano con los cuadros "A1" abrupto y "A6" abrupto con un índice de 0.26. Los índices de similitud en los sitios abruptos variaron de 0.29 a 0.67, en los sitios planos variaron de 0.28 a 0.68 y entre los sitios planos y abruptos variaron de 0.26 a 0.74 (tabla 3).

Tabla 3. Matriz de los índices de similitud de Sørensen comparando la composición de especies en los catorce cuadros de estudios después de un año del disturbio por fuego en la Reserva del Pedregal de San Ángel. Donde: P= sitios planos, A= sitios abruptos; el número indica una réplica.

Cuadro	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7
P1		0.52	0.50	0.59	0.51	0.48	0.56	0.42	0.47	0.50	0.48	0.57	0.44	0.71
P2			0.54	0.65	0.68	0.52	0.64	0.51	0.62	0.67	0.57	0.68	0.41	0.48
P3				0.36	0.32	0.30	0.28	0.26	0.28	0.28	0.33	0.34	0.26	0.25
P4					0.62	0.61	0.62	0.43	0.54	0.53	0.35	0.74	0.48	0.43
P5						0.53	0.64	0.49	0.62	0.61	0.30	0.68	0.36	0.43
P6							0.58	0.49	0.55	0.53	0.32	0.56	0.61	0.63
P7								0.49	0.51	0.56	0.33	0.62	0.31	0.29
A1									0.52	0.67	0.52	0.53	0.52	0.49
A2										0.56	0.48	0.57	0.47	0.37
A3											0.63	0.65	0.50	0.45
A4												0.36	0.29	0.30
A5													0.52	0.55
A6														0.31
A7														

La distancia entre los sitios de estudio varió entre 4.7 m en los sitios más cercanos y 280 m para los más alejados. Sin embargo, no existe una correlación entre la distancia entre los sitios de estudio y los índices de similitud de Sørensen ($r=-0.121$; g.l.= 90; $p>0.05$).

6.3.2. *Formas de vida.*- Las especies más abundantes fueron las terófitas con 26.2% en los sitios abruptos y 27.2% en los sitios planos, seguidas por las hemicriptófitas, las criptófitas, las fanerófitas y las especies menos abundantes fueron las caméfitas con 12.6% en los sitios abruptos y 13.6% en los sitios planos (figura 5).

Las formas de vida que estuvieron mejor representadas durante los dos primeros meses después del incendio fueron las fanerófitas, durante marzo se encontraron 26 especies en los dos sitios, de las cuales 15 correspondían a las fanerófitas y seis a las caméfitas. En octubre se observaron 89 especies de las cuales 22 corresponden a las hemicriptófitas, 20 a las terófitas, 19 a las criptófitas y 15 a las fanerófitas. Para febrero de 1999 se encontraron 39 especies de las cuales 13 fueron fanerófitas, 11 hemicriptófitas y 11 caméfitas (figura 6).

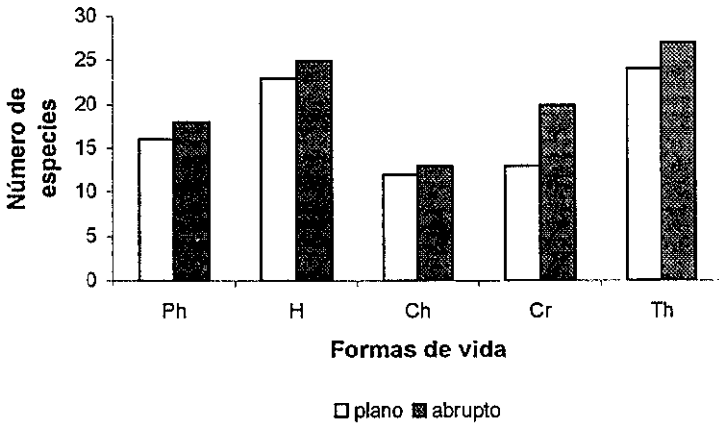


Figura 5. Espectro de formas de vida según la clasificación de Raunkiaer (Whittaker, 1992), de las especies que se encontraron a lo largo de un año en los sitios incendiados de la Reserva del Pedregal de San Ángel. Donde: Ph.- fanerófitas; H.- hemicriptófitas; Ch.- caméfitas, Cr.- criptófitas; Th. terófitas.

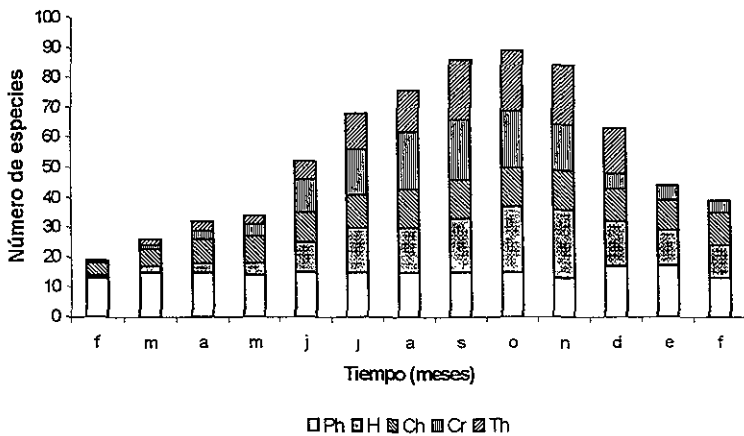


Figura 6. Riqueza de especies y sus formas de vida después del incendio de febrero de 1998 a febrero de 1999 en la Reserva del Pedregal de San Ángel. Ph.- fanerófitas; H.- hemicriptófitas; Ch.-caméfitas; Cr.- criptófitas; Th.- terófitas.

6.3. Características ambientales del área de estudio

6.4.1. *Iluminación.*- La mayor iluminación a nivel del suelo se presentó en el mes de marzo, un mes después de haber ocurrido el incendio. En esa fecha la iluminación en los sitios planos fue de 1112.3 ± 204 luxes y de 1183.8 ± 105.2 luxes en los sitios abruptos; la iluminación más baja se presentó en el mes de octubre, a finales de la temporada de lluvias, siendo de 53.9 ± 5.5 luxes en los sitios planos y con 41.7 ± 4.6 luxes en los sitios abruptos. Un año después del disturbio la iluminación presentó valores mucho más bajos, en los sitios planos se registraron 168.4 ± 33.4 luxes y 145.2 ± 29.4 luxes en los sitios abruptos (figura 8).

La iluminación que penetraba a un metro sobre el suelo se comporta de manera similar a la iluminación a nivel del suelo, el mes con mayor iluminación fue marzo con 1332.8 ± 182 luxes en los sitios planos y con 1315.8 ± 120.1 luxes en los sitios abruptos; la menor iluminación se presentó en octubre con 152.7 ± 1 luxes en los sitios planos y con 145.7 ± 16.8 luxes en los sitios abruptos. Un año

después del disturbio la iluminación presentó valores más bajos, en los sitios planos se registraron 371.9 ± 29.9 luxes y 311.3 ± 30.2 en los abruptos (figura 7).

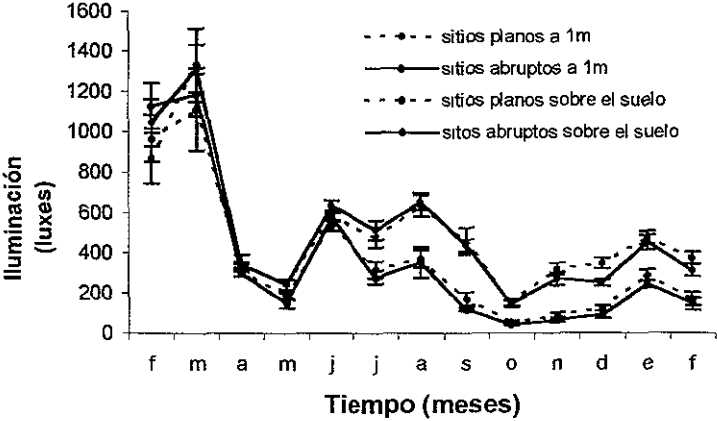


Figura 7. Iluminación (luxes) a nivel del suelo y a un metro sobre éste, en sitios abruptos y planos, después del incendio de febrero de 1998 a febrero de 1999 en la Reserva del Pedregal de San Ángel.

Hubo un efecto significativo del mes sobre la iluminación a nivel del suelo ($F=68.2$; g.l.=12,156; $P < 0.05$), pero no entre sitios ($F = 0.26$; g.l.=1,156; $P > 0.05$) y en la interacción (sitio x mes) ($F = 0.51$; g.l.=12,156; $P > 0.05$) sobre la iluminación a nivel del suelo (tabla 4).

Se encontró un efecto significativo del mes ($F=48.5$; g.l.=12,156; $P < 0.05$), pero no del sitio ($F=0.3$; g.l.=1,156; $P > 0.05$) ni de la interacción (sitio x mes) ($F=1.81$; g.l.=12,156; $P > 0.05$) sobre la iluminación a un metro del suelo (tabla 4).

Tabla 4. Prueba del análisis de varianza de dos vías para determinar el efecto del mes, sitio y la interacción (mes x sitio) sobre la iluminación a nivel del suelo a las diez horas.

Factor	SC	g.l.	CM	F	P
Mes	21200064	12	1766672	68.16	<.001
Sitio	686	1	686	0.26	n.s.
Interacción	158064	12	13172	0.51	n.s.
Error	4043121	156	25917.4		

Tabla 5. Análisis de varianza de dos vías para determinar el efecto del mes, sitio y la interacción (mes x sitio) sobre la iluminación a un metro del suelo.

Factor	SC	gl	CM	F	P
Mes	16328520	12	1360710	48.55	<.001
Sitio	9007	1	9007	0.32	n.s.
Interacción	608700	12	50725	1.81	n.s.
Error	4372549	156	28029.2		

6.4.2 *Temperatura del suelo.* - La temperatura diurna promedio más alta del suelo se registró en marzo de 1998 ($26.1 \pm 0.8^{\circ}\text{C}$), a un mes de haber ocurrido el incendio; mientras que la más baja fue de $11.7 \pm 0.4^{\circ}\text{C}$ en enero de 1999. Un año después del disturbio la temperatura disminuyó casi 10°C pues alcanzó $16.4 \pm 0.4^{\circ}\text{C}$ (figura 8).

Se encontró un efecto significativo del mes sobre la temperatura del suelo ($F=28.1$; g.l.=11,112; $p<0.05$).

En marzo la temperatura más baja en el día fue a las 8:45 h y a las 5:45 h se observaron las temperaturas más altas. En el mes de julio (temporada de lluvias) y octubre (finales de la temporada de lluvias) la temperatura más alta del día se observó a la 1:45 h y la más baja a las 8:45 h. En febrero las temperaturas registradas fueron muy parecidas a las de octubre, sin embargo la temperatura más alta del día se presentó a las 5:45 h (figura 9).

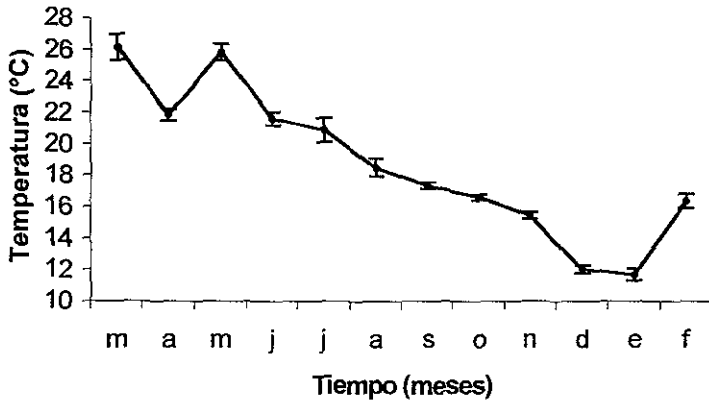


Figura 8. Temperatura diurna del suelo durante 1998 después del disturbio por fuego en la Reserva del Pedregal de San Ángel. N= 48-80

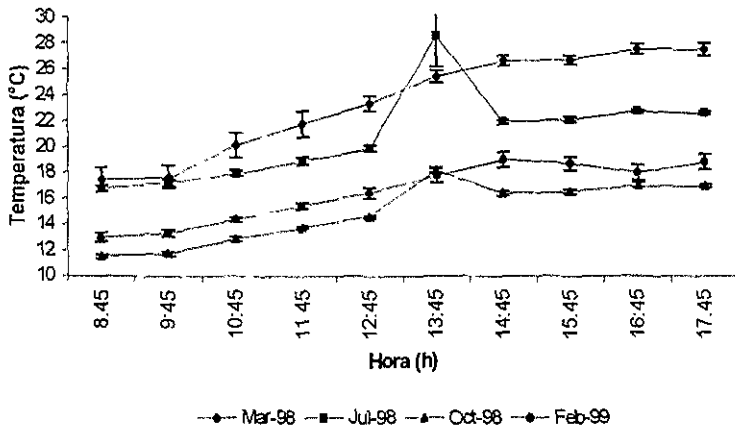


Figura 9. Temperatura del suelo a lo largo del día en marzo, julio y octubre de 1998 y en febrero de 1999 después del incendio de febrero de 1998 en la Reserva del Pedregal de San Ángel

6.4.3. *Temperatura y humedad relativa ambiental.*- La variación de la temperatura ambiental diurna a nivel del suelo y la humedad relativa se debe principalmente a la estacionalidad del ambiente, de tal forma que se registró una temperatura mayor en julio (39.5 ± 1.1 °C) y menor en octubre (23.2 ± 0.9°C); la mayor humedad se presentó en octubre (58.3 ± 2.48 %) y la menor en enero de 1999 (8.4 ± 1.5%) (figura 10).

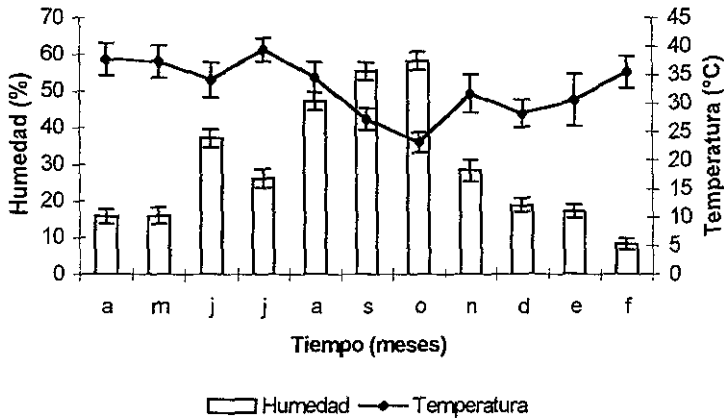


Figura 10. Temperatura (°C) y humedad relativa (%) a nivel del suelo después del incendio, de abril de 1998 a febrero de 1999 en la Reserva del Pedregal de San Ángel.

6.5. Condiciones químicas del suelo

6.5.1. *Materia orgánica.*- En los dos sitios el menor porcentaje de materia orgánica se registró después del incendio, en febrero de 1998, en los sitios planos fue de 11.5 ± 1.2% y en los sitios abruptos de 14.8 ± 3.4 %. En diciembre se registró el mayor porcentaje de materia orgánica con 18.65 ± 0.77 % en los sitios planos y en junio con 18.85 ± 2.86 % en los sitios abruptos. Un año después del disturbio se registró un aumento en los sitios planos encontrándose 17.9 ± 0.47 % y 18.5 ± 3.6% en los sitios abruptos (figura 11).

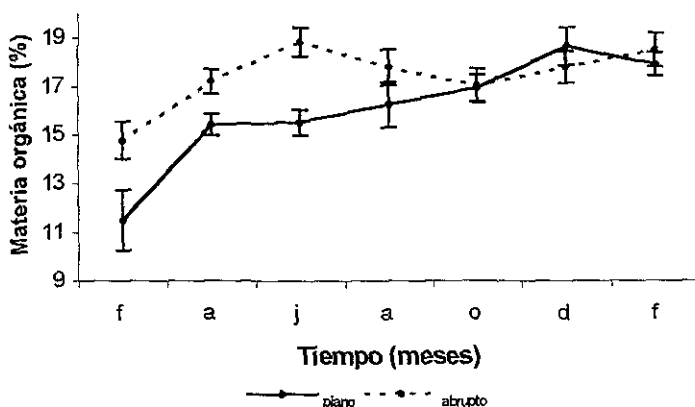


Figura 11. Porcentaje de materia orgánica del suelo en los sitios planos y abruptos a lo largo de 1998, después del incendio de febrero en la Reserva del Pedregal de San Ángel.

Se encontró un efecto significativo del tipo de sitio ($F=5.55$; $g.l.=1,156$; $P<0.001$), y del mes ($F=13.82$; $g.l.=12,156$; $p<0.001$), pero no se encontró un efecto de la interacción (sitio x mes) ($F= 0.77$; $g.l. 12,156$; $p> 0.05$) sobre el porcentaje de materia orgánica del suelo (tabla 6).

Tabla 6 .- Análisis de varianza de dos vías para detectar el efecto del mes, sitio y la interacción (mes x sitio) sobre la materia orgánica del suelo

Factor	SC	gl	CM	F	P
Mes	446.016	12	37.168	5.55	<0.001
Sitio	92.579	1	92.579	13.82	<0.001
Interacción	62.028	12	5.169	0.77	n.s.
Error	1044.576	156	6.696		

6.5.2. *pH del suelo.* En los sitios planos el valor más bajo de pH en el suelo se registró en el mes de octubre (5.4 ± 0.1) y el más alto en junio (6.3 ± 0.2), en tanto

que en los sitios abruptos el pH más bajo se registró en abril (5.2 ± 0.1) y el más alto en junio (5.9 ± 0.1) (figura 12).

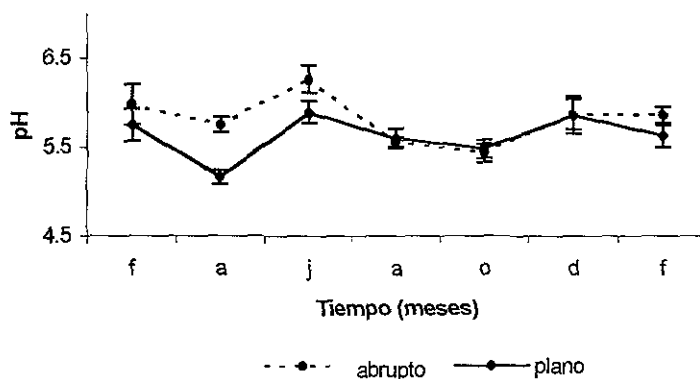


Figura 12. pH del suelo (1: 5 H₂O) en los sitios planos y abruptos a lo largo de un año después del incendio de febrero de 1998, en la Reserva del Pedregal de San Ángel

Se encontró un efecto significativo del mes ($F=3.96$; $g.l.=12,156$; $p<0.05$) y del tipo de sitio ($F=6.81$; $g.l.=1,156$; $P<0.05$) pero no de la interacción (sitio x mes) ($F=0.93$; $g.l.=12,156$; $p>0.05$) sobre el pH del suelo (tabla 7).

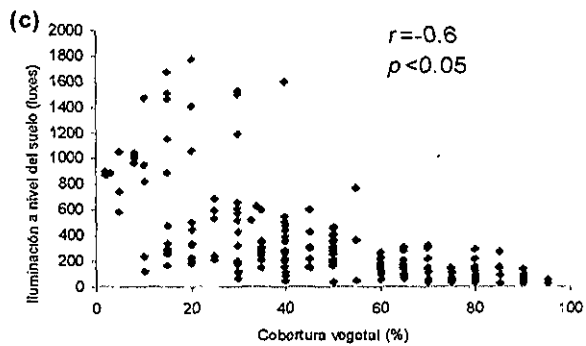
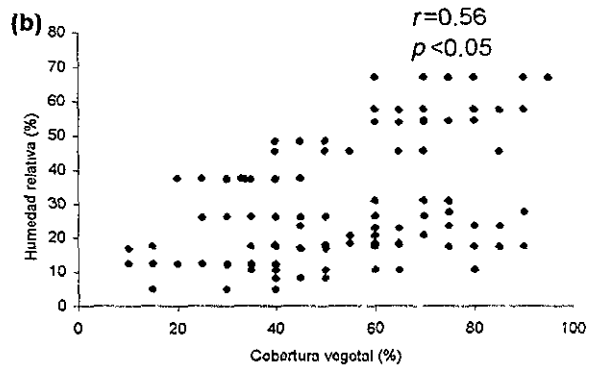
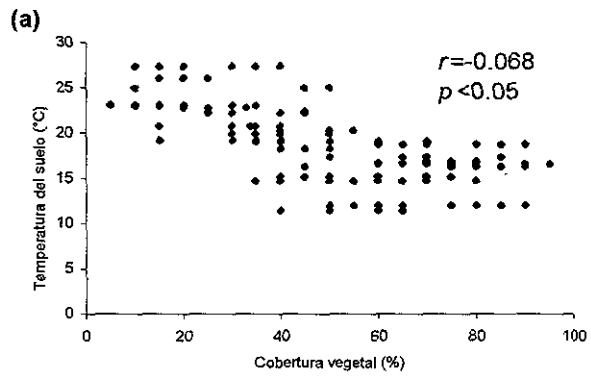
Tabla 7. Análisis de varianza de dos vías para detectar el efecto del mes, sitio y de la interacción (sitio x mes) sobre el pH del suelo

Factor	SC	gl	CM	F	P
Mes	8.964	12	0.747	3.96	< 0.001
Sitio	1.284	1	1.284	6.81	0.009
Interacción	2.112	12	0.176	0.93	n.s.
Error	29.328	156	0.188		

6.6. Efecto de las condiciones ambientales sobre la cobertura vegetal.

Sólo tres factores fueron los que estuvieron correlacionados con el cambio de cobertura a través del tiempo: la temperatura del suelo, la humedad relativa y la iluminación a nivel del suelo.

Se encontró una correlación significativa y negativa entre la temperatura del suelo y la cobertura vegetal ($r=-0.68$; g.l.=166; $p<0.05$) (figura 13a). Se observó una correlación positiva y significativa entre la humedad ambiental del suelo y el porcentaje de cobertura vegetal ($r=0.56$; g.l.=160; $p<0.05$) (figura 13b). En tanto que, se encontró una correlación negativa entre la iluminación que penetra a nivel del suelo y el porcentaje de cobertura vegetal ($r=-0.6$; g.l.=180; $p<0.05$) (figura 13c).



VII. DISCUSIÓN

7.4. Respuestas de la vegetación al incendio

Existe principalmente dos respuestas al paso del fuego por parte de una comunidad vegetal, las plantas mueren o rebrotan (Hodgkinson, 1998). Morgan (1999) afirma que la sobrevivencia de las especies está relacionada con la posición en que se encuentran los meristemos cuando ocurre un disturbio, esto se debe a que las temperaturas que se alcanzan durante el incendio afectan los tejidos vegetales Benítez-Badillo (1987) encontró que se pueden alcanzar temperaturas hasta de 430°C por arriba del suelo durante un incendio, en cambio las temperaturas a una profundidad de 3 cm son 26.5°C y a 7cm de 17°C.

Así mismo en mis resultados las especies que fueron afectadas por el fuego corresponden a especies que presentaron sus meristemos por sobre el suelo (fanerófitas, caméfitas y hemicriptófitas) y en algunas plantas que presentaron sus semillas en la superficie del suelo cuando ocurrió el incendio. Sin embargo, las especies que posiblemente formaban parte de un banco de semillas y aquellas con propágulos vegetativos subterráneos (criptófitas), probablemente no fueron afectadas por el fuego, gracias al efecto aislante del suelo.

Por lo anteriormente dicho puedo mencionar que las formas de vida de las plantas de la Reserva respondieron a diferentes estrategias para regenerarse después del incendio. 1) Algunas especies no fueron afectadas por el disturbio debido a que se encontraban en estado latente como tubérculos subterráneos, tal es el caso de *Dahlia coccinea*, *Dioscorea galeottiana*, *Hypoxis decumbens*, *Milla biflora*, *Peperomia campylotropia*, *Cyperus* spp, *Bletia urbana* y *Phlebodium arolatum*. En el caso de *Dahlia coccinea* el incendio estimuló el rebrote de sus bulbos. 2) *Mulhenbergia robusta* y *Trypsacum dactyloides* presentaron sus meristemos a nivel del suelo protegidos por las hojas basales secas cuando ocurre el incendio, en donde su regeneración sucedió inmediatamente después del disturbio y estas especies lograron una recuperación de su cobertura vegetal aérea después de un año. 3) *Echeveria gibbiflora*, *Manfreda brachystachya*, *Rhynchelitrum repens*, *Ageratum corymbosum*, *Cardiospermum halicacabum*,

Commellina spp., *Gnaphalium americanum*, *Eupatorium shaffneri*, *Passiflora subpeltata*, *Salvia mexicana*, *Sarcostema elegans*, *Stevia ovata* y *S. origanoides* presentaron sus meristemas a nivel del suelo, pero algunas de ellas se encontraban en estado latente en forma de bulbos, rizomas o semillas cuando ocurrió el incendio y no fueron afectadas. En el caso de *Echeveria gibbiflora*, al presentar tallos de consistencia suculenta fue afectada por el incendio y no logro su recuperación después de un año del incendio. Para especies caducifolias como *Manfreda brachystachya* que pierden las hojas durante la temporada de sequía, el incendio no afectó su cobertura, la cual comenzó su desarrollo a partir de junio y alcanzó su máxima cobertura en septiembre. 4) Las especies que presentan tejidos leñosos capaces de sobrevivir al fuego y recuperase por rebrotes vegetativos, como en el caso de *Verbesina virgata*, *Buddleia cordata*, *Buddleia parviflora*, *Lagascea rigida*, *Opuntia tomentosa* y *Wigandia urens*. *V. virgata* y *B. cordata*, las cuales tuvieron una recuperación rápida después del incendio y presentaron reclutamiento de plántulas durante la época de lluvias, sin embargo al llegar la temporada de sequía estas plántulas no sobrevivieron.

También se puede enfatizar que al igual que el trabajo de Morgan (1999) en los matorrales de Australia, las plantas de la Reserva logran recuperarse después del incendio debido a que presentan: 1) yemas regenerativas bien protegidas o debajo del suelo; 2) raíces grandes que almacenan carbohidratos y permiten que rebroten rápida y vigorosamente y 3) las condiciones posteriores al incendio permiten un rápido crecimiento por la alta disponibilidad de luz y agua.

7.2. Regeneración después del incendio

Las semillas enterradas y los propágulos vegetativos son el principal recurso para la regeneración de comunidades vegetales después de un disturbio (Whittle *et al.* 1997).

El banco de semillas de la Reserva esta dominado por especies perennes (Martínez-Orea, 2001); contrario a lo que se ha observado en comunidades con incendios recurrentes donde las especies anuales son las dominantes (Whittle *et al.* 1997).

En los sitios quemados se encontró que después de un año del incendio el 27% de las especies que integran la comunidad son especies anuales, 17% son árboles o arbustos y el 56% restante son herbáceas perennes. Esto nos indica que la composición del banco de semillas, de acuerdo a lo que encontró Martínez-Orea (2001), y la vegetación en pie son muy parecidas. Sin embargo el fuego tiene un efecto mayor sobre el banco de semillas ya que reduce la abundancia en algunas especies.

En cambio las especies que se encontraban como bulbos o rizomas bajo el suelo fueron protegidas por éste y probablemente no fueron afectadas por el incendio. Estas especies que se propagan vegetativamente tienen más ventajas que las que se establecen por semillas, ya que éstas últimas son más sensibles a la variación del agua, la luz y los nutrientes en el suelo durante su germinación y establecimiento temprano de plántulas (Flinn y Wein, 1977).

Whittle *et al.* (1997) afirma que muchas de las especies que se propagan vegetativamente son perennes, capaces de dominar fácilmente una comunidad por su elaborado sistema de raíces, como posiblemente sucede en la Reserva donde la regeneración se da principalmente a partir de rebrotes vegetativos.

Un factor que se puede considerar muy importante para la recuperación vegetal después de un disturbio por fuego es la dispersión de semillas que se da posteriormente al disturbio. Otro factor importante que influye en la regeneración de la vegetación es la temporada en la que suceden los incendios. En la Reserva los incendios se presentan a finales del invierno durante la temporada de sequía (febrero a abril), época en la cual el 27% de las especies anuales que se encontraron como semillas en el banco bajo el suelo, el 17% de las especies fueron árboles o arbustos y el 56% restante son herbáceas perennes que se mantienen como propágulos, tales características permitieron a las plantas sobrevivir después del incendio.

En otros matorrales, principalmente de clima mediterráneo, los incendios ocurren en verano, en donde se ha observado que la regeneración de la vegetación se debe a la presencia de especies criptófitas en el caso del matorral en Sudáfrica (Noble, 1989), por especies anuales en el chaparral de California (Keeley, 1987), por una mezcla de anuales y hierbas perennes en un matorral en

Francia (Trabaud y Chanterac, 1985) y en Chile no se ha observado distinción en la flora herbácea que se estable después del incendio (Keeley y Johnson, 1977).

7.3. Impacto del fuego sobre la vegetación

La vegetación de la Reserva fue afectada por el incendio ocurrido en febrero de 1998, su cobertura vegetal aérea se redujo durante el primer mes posterior al incendio, con respecto a la registrada un año más tarde la cual fue 20% mayor.

La cobertura vegetal que se observó un mes después del incendio la aportaron especies que sobrevivieron al fuego como *Buddleia cordata*, *Verbesina virgata*, *Wigandia urens*, *Eysenhardtia polystachya*, *Lagascea rigida* y *Eupatorium* spp., las cuales son plantas leñosas con gruesas cortezas en sus troncos capaces de resistir el paso del fuego.

Al comenzar la temporada de lluvia (junio-octubre) muchas de las especies de la Reserva comenzaron su desarrollo y en octubre, ocho meses después del incendio, se incrementó la cobertura en un 67% en relación al primer mes. En ese mes las especies dominantes en términos de cobertura vegetal fueron *Tagetes micrantha*, *Parthenium punicea*, *Cuphea wrightii*, *Portulaca pilosa*, *Solanum nigrescens*, *Stevia micrantha*, *Conyza sophiifolia* y *Euphorbia* spp, todas ellas son especies que se reporta su permanecen en el banco de semillas; (Mártinez Orea 2001). *Dahlia coccinea*, *Cyperus sesteroides*, *C. spectabilis*, *Calochorthus barbatus*, *Commellina difusa* y *C. coelestis*, *Ageratum corymbosum*, *Muhlenbergia robusta*, *Cissus sicyoides*, *Echeveria gibbiflora* son especies perennes que presentan propágulos vegetativos que se encontraban latentes cuando ocurre el disturbio y no fueron afectados; *Buddleia cordata*, *Verbesina virgata*, *Wigandia urens*, *Eysenhardtia polystachya* y *Eupatorium* spp. son especies que sobrevivieron al incendio y que recuperaron su cobertura por medio de rebrotes vegetativos.

Durante la temporada de mayor precipitación Benitez-Badillo (1987) encontró que se registraron las mayores coberturas en las especies de herbáceas de un bosque de pinos, éste incremento se debió al igual que en la Reserva a la presencia de especies anuales y perennes que se encontraban latentes durante la temporada de sequía.

Un año después la cobertura se incremento 20%, en donde algunos pastos como *M. robusta* y *Tripsacum dactyloides* contribuyeron a éste incremento. En el patrón de regeneración no se presentaron diferencias entre sitios, sin embargo, especies como *D. coccinea* presentaron porcentajes mayores de cobertura en los sitios abruptos y *E. gibbiflora* en los sitios planos.

El fuego es un factor importante en muchas comunidades ya que se ha asociado con el mantenimiento de la diversidad de especies en casi todos los tipos de matorrales (Carreira *et al.*, 1992;), en estos ambientes la riqueza de especies tiende a ser más alta inmediatamente después del fuego y declina posteriormente más o menos rápido (Christensen, 1985).

La riqueza de especies en este trabajo también fue afectada después del disturbio, en el primer mes el número de especies fue bajo, sólo se encontraron 15 especies, esto se debió a la pérdida de cobertura vegetal aérea sobre el suelo de algunas especies. Esta riqueza fue aumentando conforme pasaba el tiempo y hacia finales de la temporada de lluvias (octubre) se observó el mayor número de especies, 75 en los sitios planos y 71 en los abruptos, este incremento se debió principalmente al establecimiento de las especies por medio de propágulos tales como semillas u órganos subterráneos presentes en el sitio antes del fuego y que no fueron afectados, así como por aquellas semillas que fueron dispersadas posteriormente al incendio. En febrero de 1999 se observó un aumento de 20 especies, el cual se debió a que muchas herbáceas que presentaban sus meristemas a nivel del suelo o bajo el suelo que fueron afectadas por el fuego, presentaron cobertura aérea un año más tarde.

Con respecto a lo anterior algunos autores como Christensen (1985), Carreira *et al.* (1992) y Bond y van Wilgen (1996) consideran que después de un incendio existe un aumento en la riqueza de especies. Morgan (1999) encontró en un matorral del Sureste de Australia, que la riqueza de especies se incrementó después de un incendio y su regeneración se realizó a partir de tubérculos subterráneos y yemas basales latentes.

Whelan (1995) sostiene que es muy difícil medir la riqueza de especie después de un incendio, ya que si sólo se toman en cuenta las especies vivas que se encuentran arriba del suelo, cuando ocurre un incendio se puede llegar a una riqueza de cero temporalmente; pero si incluimos a las semillas y a las partes

subterráneas de las plantas sobrevivientes, entonces la riqueza se verá inalterada por el fuego.

Para este estudio sólo se tomaron en cuenta las especies que presentaban estructuras vivas sobre el suelo, lo que nos permitió observar un cambio en la riqueza de especies a lo largo del tiempo; sin embargo, no tenemos datos de las especies se encontraban bajo el suelo como órganos latentes cuándo ocurrió el fuego y cuáles arribaron al lugar después del disturbio. Entonces el pico en la curva de la riqueza de especies sólo refleja que algunas especies estaban representadas como semillas u órganos latentes en el suelo antes del fuego, las cuales no fueron registrados los primeros meses y se manifestaron hasta la temporada de lluvias después del incendio.

Por otro lado, a pesar de que las condiciones ambientes son diferentes en los sitios planos y abruptos, se encontró que no existen diferencias a lo largo de los meses en la cobertura y riqueza de especies. Sin embargo al comparar cada uno de los sitios de estudio se encontró que los sitios con la misma topografía no compartieron mayor número de especies que los sitios con diferente topografía y que la distancia entre ellos tampoco se encuentra relacionada con la composición de las especies en ambos sitios. Esto nos indica que las diferencias en la composición de especies entre sitios no se deben a las condiciones microclimáticas que presentan los sitios, ni a la cercanía de la fuente de propágulos, sino tal vez a la gran heterogeneidad dentro de los mismos sitios, ya que se pueden encontrar varios microhábitats dentro de cada sitio los cuales sólo permiten el establecimiento de ciertas especies. Por otro lado se puede considerar que la recurrencia de incendios en la zona provoque que se establezcan principalmente especies herbáceas y en este caso posiblemente el fuego este homogeneizando la composición entre los dos sitios. Es importante señalar que en la Reserva no se encontró un incremento en las especies ruderales u oportunistas, excepto *Phytolacca icosandra* contrario a lo que se ha observado por Lloret y Vilá, (1997) en un de matorral mediterráneo de California

Otro efecto del fuego sobre la comunidad lo observó Martínez-Orea (2001) que reporta que la abundancia en algunas especies del banco de semillas se ve disminuido, en cambio la diversidad y el número de especies sólo disminuyeron ligeramente. El fuego tuvo diferentes efectos en las semillas, muchas de ellas

murieron por las altas temperaturas, otras no resistieron las condiciones del suelo después del fuego y otras cayeron en latencia secundaria. La probabilidad de que las semillas sobrevivan depende de su tamaño, la profundidad a la que están enterradas o protegidas en recovecos y a las características de la testa.

7.4. Impacto del fuego sobre las condiciones ambientales.

El fuego modificó las condiciones ambientales que se presentan en una comunidad. En la Reserva inmediatamente después de ocurrido el disturbio, los principales cambios que se observaron fueron en la temperatura del suelo, la iluminación y la humedad relativa.

En cuanto a la iluminación que llegaba hasta la superficie del suelo y a un metro sobre éste se presentaron valores cinco veces más altos durante el primer mes después del fuego que un año más tarde. Raison (1986) afirma que el incremento en la iluminación se debe a que el incendio provocó la pérdida de la cobertura vegetal aérea y la remoción de la hojarasca, los cuales servían como una capa protectora de la radiación directa en la superficie del suelo y de las corrientes de viento a ese nivel.

Schlersinger y Gill (1980) observaron, en el chaparral de California, que el paso de luz a través del dosel decrece linealmente con el incremento de biomasa foliar, sugiriendo un fuerte decremento en la disponibilidad de luz debajo del dosel con el desarrollo de la comunidad después del incendio, lo mismo sucede con la luz que penetra a nivel del suelo. En la Reserva se observó que la iluminación fue uno de los factores que se vio fuertemente disminuido con el desarrollo de la vegetación en los meses de lluvias y con la regeneración de la cobertura de algunas especies doce meses después del disturbio, donde la iluminación presentó valores mucho más bajos.

Una de las consecuencias del incremento en la disponibilidad de luz a nivel del suelo inmediatamente después del incendio, fue el incremento en la temperatura de este y en la temperatura ambiental sobre el suelo.

La temperatura del suelo presentó sus valores más altos durante el primer mes posterior al incendio como consecuencia de la pérdida de la cobertura vegetal que protegía de la radiación solar directa. Auld y Bradstock (1996) afirman que la

capa de las cenizas y la materia orgánica incendiada que se encuentra sobre la superficie del suelo después del incendio, puede incrementar la temperatura de este, cuando se abren espacios y se incrementa la radiación solar en la superficie del suelo

La humedad es un factor que está relacionado con la precipitación que se presenta durante el año, por lo que su variación a lo largo de los meses están más relacionados con la estación que con el desarrollo de la vegetación. Noble (1989) encontró que la regeneración de la vegetación se relaciona con la precipitación, ya que el aumento en el número de especies herbáceas después de un incendio depende de la cantidad de lluvia recibida.

Los elementos ambientales como la luz, la humedad y la temperatura son muy importantes ya que determinan en gran medida la sobrevivencia y distribución de las plantas. En el caso de la Reserva, la disponibilidad de humedad adquiere gran importancia, ya que en esta comunidad existen dos condiciones que limitan la disponibilidad de agua: (1) la presencia de un período estacional seco que comprende los meses de noviembre a abril y (2) un substrato rocoso impermeable que agudiza la sequía. De esta manera, las especies vegetales que se desarrollan en la Reserva deben ser capaces de tolerar las condiciones ambientales existentes en esta zona. Para lograr esto, las especies utilizan diferentes mecanismos para sobrevivir, algunas de ellas se desarrollan sólo en el período húmedo (como es el caso de ciertas especies anuales); mientras que otras pierden sus hojas durante la época seca (especies caducifolias), y algunas más mantienen sus hojas todo el año (especies perennifolias) (Degollado, 2000).

Esto hace suponer que las características que presentan las especies de la Reserva para resistir la temporada de sequía son adaptaciones que también están favoreciendo la resistencia a los incendios que ocurren durante esa misma temporada.

7.5. Impacto del fuego sobre las condiciones químicas del suelo.

Los resultados que se obtuvieron muestran que no existe una disminución en el contenido de materia orgánica del suelo como resultado del paso del fuego en los suelos de la Reserva, en los dos sitios; contrariamente a lo que observó Hernández

et al. (1997) y Benítez-Badillo (1987) en bosques de pinos. A lo largo de los meses se presentó una acumulación de materia orgánica, probablemente porque el fuego está ayudando a la incorporación de los nutrimentos al suelo, ya que existe un retorno de minerales al suelo por medio de las cenizas.

Durante el primer mes después del incendio el porcentajes de materia orgánica en los suelos en la Reserva fue muy semejantes al reportado anteriormente para sitios no quemados. Rzedowski (1954) encontró para los suelos de Ciudad Universitaria un porcentaje de materia orgánica de 12.1% y Castellanos (datos no pub.) encontró en sitios no incendiados que el porcentaje de materia orgánica es de $15.5 \pm 1.1\%$ (intervalo: 6.0-18.0%) para los sitios abruptos y $9.4 \pm 1\%$ (intervalo: 5.0-19.9) en los sitios planos. Después de un año del incendio se encontró que el contenido de materia orgánica es ligeramente mayor de 17.9 ± 0.47 en sitios planos y $18.5 \pm 3.6\%$ en los abruptos

Es importante señalar que el contenido de materia orgánica encontrado en los suelo de la Reserva es muy alto debido a que las muestras de suelo se tomaron de las capas superiores, ya que la profundidad del suelo es en promedio de 4.5 cm (Cano-Santana y Meave, 1996), dentro de ésta se pueden encontrar los elementos esenciales para el desarrollo de las especies vegetales, tales como el fósforo y potasio (Rzedowski, 1954); de esta manera, el cambio en el contenido de materia orgánica después del disturbio parece no esta afectando de manera negativa la regeneración de la vegetación. El alto contenido de materia orgánica puede estar favoreciendo la regeneración, tal como, lo observó Tsitsoní (1997) en los suelos del norte de Grecia para *Pinus halepensis*.

Wells (1981) ha reportado que el fuego incrementa el pH del suelo, dada la naturaleza alcalina de las cenizas. Estos valores con el tiempo generalmente regresan a los encontrados antes del fuego, lo cual va depender de la frecuencia y de la intensidad del fuego, entre otros factores (Hernández *et al.*, 1997).

Rzedowski (1954) reporta suelos ligeramente ácidos (6.1) y Castellanos (datos no pub.) encontró valores de 5.3 ± 0.1 (intervalo: 4.0-6.7) en los sitios abruptos no quemados y 5.8 ± 0.1 (intervalos 4.7-6.3). en los sitios planos libres de fuego. En mi caso los valores de pH que obtuve después de un año del incendio son muy parecidos a los registrados un mes después del fuego en ambos sitios, lo mismo sucede para los reportados en los sitios no quemados.

Esto nos indica que el fuego no está afectando el pH del suelo, y las diferencias que encontré entre los sitios planos y abruptos, se deben probablemente a la gran cantidad de microambientes presentes dentro del área de estudio, donde las condiciones microclimáticas y acumulación del suelo son muy diferentes entre sitios muy cercanos y alejados.

Carreira (1992) reporta para los matorrales del sureste de España que el alto flujo de erosión asociado a la ocurrencia del fuego, ha causado agotamiento en los nutrientes disponibles en el suelo; lo cual está influyendo en el establecimiento de las especies, y por lo tanto en la regeneración de la vegetación después del disturbio. En el caso del Pedregal, el fuego favorece la acumulación de materia orgánica en los suelos, la cual contiene los nutrientes esenciales para el desarrollo de las especies vegetales y el pH no es alterado por el incendio, por lo que éstas dos propiedades del suelo al parecer no están afectando el establecimiento y la regeneración de la vegetación.

7.6. La sucesión después del incendio

En muchos de los matorrales en donde se ha estudiado el efecto del fuego sobre la vegetación se ha encontrado que no existe una sucesión como tal, sino que existe un remplazo de especies que ya se encontraban en el sitio antes de que ocurriera el disturbio (Lloret y Vilá, 1997; Morgan, 1999). La hipótesis que más nos puede ayudar a entender la secuencia de remplazamiento es el modelo de composición florística inicial de Egler (1954), el cual nos dice que todas las especies presentes antes del incendio también están presentes después del incendio.

Al encontrarse en estado latente muchas especies de la Reserva, cuando ocurre el incendio, los propágulos que se encuentran debajo del suelo sobreviven al incendio y la recuperación se da por el establecimiento de las especies a partir de éstos propágulos y de otros dispersados posteriormente de sitios cercanos. Las condiciones que se presentan después de los disturbios son favorables para el establecimiento de algunas especies, esto se debe a que posiblemente existe poca competencia por el espacio y otros recursos.

Los incendios quizás estén homogeneizando la vegetación y no permiten que la comunidad se desarrolle hacia una etapa sucesional más avanzada, ya que el estrato herbáceo se recupera rápidamente después del incendio y no está permitiendo el establecimiento de especies arbóreas o arbustivas, debido a que las condiciones que se observan inmediatamente después del incendio no son favorables para el establecimiento a partir de semillas y a que existe una disminución en el número de estas por la presencia de altas temperaturas durante el incendio. Por otro lado la gran heterogeneidad topográfica ayuda a que los incendios se produzcan en parches dentro del área, encontrando fuentes de propágulos muy cercanos.

A pesar de que las condiciones microambientales en los sitios planos y abruptos son muy diferentes, después del incendio no se observaron diferencias en cuanto al cambio de cobertura vegetal total a lo largo del tiempo en ambos sitios. Parece ser que el fuego está modificando la diversidad de especies en estos sitios, ya que el estrato herbáceo que es el dominante se está recuperando rápidamente pero no permite que el proceso sucesional en el que se encuentra la comunidad continúe hacia especies de etapas sucesionales tardías.

Para conocer el impacto del fuego sobre la recuperación de la vegetación en un sitio, es necesario conocer las características del incendio, tales como la frecuencia, la intensidad, la duración y la estación. En el caso particular de la Reserva no se tienen estos datos, pero se puede observar que a pesar de que la acumulación de material combustible es alta, no todos los años se dan las condiciones necesarias para que se genere un incendio; y cuando ocurre un incendio la intensidad no es muy alta ya que sólo se quema el estrato herbáceo; también es importante destacar que aunque se ha reportado un incremento en la ocurrencia de incendios en los últimos años dentro de la Reserva, éstos ocurren en diferentes zonas cada año (Cano-Santana y Meave, 1996).

7.5. Perspectivas.

La Reserva del Pedregal de San Ángel es una de las pocas áreas naturales que se conservan en la Ciudad de México y es de gran importancia debido a su alta diversidad biológica. Sin embargo, dentro de los problemas a los que se

enfrenta actualmente se encuentra su ubicación dentro de la zona urbana, lo que provoca que se encuentre constantemente expuesta a perturbaciones humanas, lo que trae como consecuencia que exista un riesgo constante de que se produzcan incendios durante la temporada sequía.

Ya que su conservación es importante, es necesario que se realicen trabajos sobre la dinámica de la comunidad después del fuego, tomando en cuenta las características del fuego (temperatura, duración e intensidad), así como el régimen del fuego (estación y frecuencia) ya que tienen efectos igualmente importantes en el desarrollo de la vegetación después del fuego.

Para conocer el tiempo en que tarda la comunidad en recuperarse, se necesita un estudio comparativo entre los sitios incendiados en diferentes años y sitios que no han sido incendiados.

También sería de gran importancia conocer el impacto que tienen los incendios en las especies más abundantes de la Reserva, hacer comparaciones con comunidades de matorral cercanas dentro del D. F., así como hacer comparaciones con matorrales en otras partes de la República

Uno de los aspectos que no se abordó en este trabajo, pero que es necesario realizar para entender la respuesta de la comunidad ante este tipo de disturbios, es la comparación entre la vegetación que se establece en sitios que no han sido expuesto a incendios en años recientes con los sitios quemados, así se podría determinar el efecto real que existe sobre la cobertura vegetal, la riqueza y la composición de especies, así como de los factores ambientales como la luz, la temperatura y la humedad.

VIII. CONCLUSIONES

- Los principales mecanismos de recuperación que se observaron fueron a través del establecimiento de plántulas de semillas de especies anuales y algunas perennes, el rebrote de las yemas presentes en bulbos subterráneo, el rebrote de los meristemos a nivel del suelo en algunos pastos y por el reclutamiento de nuevos tallos en especies leñosas.
- Después de un año del incendio hay una recuperación en la cobertura y la riqueza de especies en ambos microambientes.
- Entre los microambientes (planos y abruptos) no se presentaron diferencias en la cobertura vegetal, la riqueza de especies, la iluminación, la materia orgánica y el pH del suelo a lo largo del año de estudio.
- El fuego modificó las condiciones ambientales que se presentan en la comunidad. después de ocurrido el disturbio, los principales cambios que se observaron fueron en la temperatura del suelo, la iluminación y la humedad relativa

LITERATURA CITADA

- Agee, J. K. 1993. *Fire Ecology of Pacific Northwest Forest*. Island Press. Washington, D.C. 493 pp.
- Álvarez, S. F. J., J. Carabias L., J. Meave C., P. Moreno-Casasola, D. F. Nava, F. Z. Rodríguez, C. G. Tovar, A. Valiente-Banuet. 1982. *Proyecto para la Creación de una Reserva en el Pedregal de San Ángel*. Facultad de Ciencias, U. N. A. M., México, 54 pp.
- Anderson, R. C. y E. S. Menges. 1997. Effects of fire on sandhill herbs: nutrientes, Mycorrhizae, and biomass allocation. *American Journal of Botany* 84: 938-948.
- Auld, T. D. y R. A. Bradstock. 1996. Soil temperatures after the passage of a fire: Do they influence the germination of buried seeds? *Australian Journal of Ecology* 21: 106-109.
- Austin, R. C. y D. H. Baisinger. 1955. Some effects of forest fires. *Botanical Review* 26: 483-533.
- Bell, T. L. y F. Ojeda. 1999. Underground starch storage in *Erica* species of the Cape Floristic Region differences between seeders and resprouters. *New Phytology* 144: 145-157.
- Benítez-Badillo, G. 1987. Efectos del fuego en la vegetación herbácea de un bosque de *Pinus hartwegii* Lindl. de la Sierra del Ajusco. Pp. 111-152. En: Rapoport, E. H. e I. R. López-Moreno (Eds.). *Aportes de la Ecología Urbana de la Ciudad de México*. Limusa, México.
- Black, C. A. 1973. *Methods of Soil Analysis Agronomy No. 9 part. I*. American Society of Agronomy Inc. Wisconsin.

Bond, W. J. y B. W. Van Wilgen. 1996. *Fire and Plant*. Chapman and Hall. Londres, 263 pp.

Bond, W. J., J. J. Midgley. 2001. Ecology of sprouting in woody plants: the persistence niche. *Trends in Ecology and Evolution* 16: 45-51.

Cano-Santana, Z. 1994. *Flujo de energía a través de **Sphenarium purpurascens** (Orthoptera: Acrididae) y productividad primaria neta aérea en una comunidad xerófila*. Tesis Doctoral. Centro de Ecología, U.N.A.M., México. 198 pp.

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

Carreira, J. A., F. Sánchez-Vázquez y F. X. Niell. 1992. Short-term and small-scale patterns post-fire regeneration in a semi-arid dolomitic basin of Southern Spain. *Acta Oecologica* 13: 124-253.

Christensen, N. L. 1985. Shrubland fire regimes and their evolutionary consequences. Pp. 85-100. En: Pickett S. T. y P. S. White (Eds) *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Academic Press. Inc., Orlando, U.S.A.

Clements, F. E. 1916. *Plant succession*. Carnegie Institute Washington Publication 242. Washington, D.C.

Comisión de Recursos Naturales y Desarrollo Rural (CORENA) del Gobierno del Distrito Federal. 1998. *Informe de la Campaña de Prevención y Combate de Incendios Forestales 1997-1998*.

Connell J. H. y R. O. Slatyer. 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *The American Naturalist*. 111: 1119-1144.

Daubenmire, F. R. 1979. *Ecología Vegetal, Tratado de Autoecología de Plantas* Ed. Limusa. México, 496pp.

Degollado, Z. D. 2000. *Relaciones hídricas internas de Cissus Sicyoides L. y Dodonea viscosa (L.) Jacq. de la Reserva del Pedregal de San Ángel*. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias, UNAM. 74 pp.

Egler, F. E. 1954. Vegetation science concept. I. Initial floristic composition, a factor in old field vegetation development. *Vegetatio* 4: 412-417.

Flinn, M. A. y R. W. Wein. Depth of underground plant organs and theoretical survival during fire. *Canadian Journal of Botany* 55: 2550-2554.

Fulé P. Z. y W. W. Convington. 1996. Changing fire regimes in Mexican pine forests: ecological and management implications. *Journal Forestry* 94: 33-38.

Fulé P. Z. y W. W. Convington. 1998. Spatial patterns on Mexican pine-oak forests under different recent fire regimes. *Plant Ecology* 134: 197-209.

Gaceta UNAM. 1997. Acuerdo por el que se reestructura e incrementa la zona de la Reserva Ecológica y se declaran las Áreas Verdes de manejo especial de la Ciudad Universitaria. Pp 15-17.

García, E. 1964. *Modificaciones al Sistema de Clasificación Climática de Köppen (para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana)*. García, México. 71 pp.

Gill, A. M. 1981. Fire Aptative Traits of Vascular Plants. Conference on Fire Regimes and Ecosystems Properties. *USDA Forest Service General Technical Report WO 26*: 208-230.

Glenn-Lewin, D. C. y E. Van der Maarel. 1992. Patterns and processes of vegetation dynamics. Pp. 11-59. En: Glenn-Lewin D. C, R. K. Peet y T. T. Veblen (Eds.). *Plant Succession: Theory and prediction*. Chapman & Hall. Londres.

Habrouk, A. J. Retana y J. M. Espelta. 1999. Role of heat tolerance and cone protection of seeds in the response of three pine species to wildfires. *Plant Ecology* 145: 91-99.

Hanes, T L., 1971. Succession after fire in the chaparral of Southern California. *Ecological Monographs* 41:27-52.

Hanley, M. E. y M. Fenner 1998. Pre-germination temperature and the survivorship and onward growth of Mediterranean fire-following plant species. *Acta Oecologica* 19: 181-187.

Hernández, T., C. García e I. García. 1997. Short-term effect of wildfire on the chemical, biochemical and microbiological properties of Mediterranean pine forest soils. *Biology and Fertility of Soils* 25: 109-116.

Herrera, A. L., y L. L. Almeida. 1994. Relaciones fitogeográficas de la flora vascular de la Reserva del Pedregal de San Ángel, México, D. F. Pp 83-89. En: Rojo, A (comp.). *Reserva Ecológica el Pedregal de San Ángel: Ecología, Historia Natural y Manejo*. U.N.A.M., México.

Hodgkinson, K. C. 1998. Sprouting success of shrubs after fire: height-dependent relationships for different strategies. *Oecologia* 115: 64-72.

Jackson, M. L. 1970. *Análisis Químico de Suelos*. 2ª edición. Omega, Barcelona. 662 pp.

James, S. 1984. Lignotubers and burls: their structure, function and ecological significance in Mediterranean ecosystems. *Botanical Reviews* 50: 225-266.

Jeffrey, D. J. P. M. Holmes y A. G. Rebelo. 1988. Effects of dry heat on seed germination in selected indigenous and alien legume species in South Africa. *South African Journal of Botany* 54: 28-34.

Keeley, J. E. y C. J. Fotheringham. 1998. Mechanism of smoke induced seed germination in a post-fire chaparral annual. *Journal of Ecology* 86: 27-36.

Keeley, J. E., B. A. Morton, A. Pedrosa y P. Trotter, 1985. Role of allelopathy, heat and charred wood in the germination of chaparral herbs and suffrutescents. *Journal of Ecology* 72: 445-458.

Keeley, J. E. 1987. Role of fire in seed germination of woody taxa in California chaparral. *Ecology* 68: 434-443.

Keeley S. C. y A. W. Johnson, 1977. A comparison of the pattern of herb and shrub growth on comparable sites in Chile and California. *American Midland Naturalist* 97:10-21.

Larson, J., L. E. Eguiarte y C. Cordero. 1994. Demografía de *Echeveria gibbiflora* DC. (Crassulaceae) en dos ambientes contrastantes del Pedregal de San Ángel. Pp. 205-218 En: Rojo, A. (comp.). *Reserva Ecológica el Pedregal de San Ángel: Ecología, Historia Natural y Manejo*. U.N.A.M., México.

Lavorel, S. 1999. Ecological diversity and resilience of Mediterranean vegetation to disturbance. *Diversity and Distributions* 5: 3-13.

López, M. 1999. *Dinámica poblacional de **Mammillaria magnimamma** en la Reserva del Pedregal de San Ángel*. Tesis de Maestría en Ciencias. Facultad de Ciencias, UNAM, México. 85pp.

López-Portillo, J. M. R. Keyes, A. González, E. Cabrera y O. Sánchez. 1987 Los incendios de Quintana Roo: ¿Catástrofe ecológica o evento periódico? *Ciencia y Desarrollo* 16: 43-57.

Lloret, F. y M. Vilà. 1997. Clearing of vegetation in Mediterranean garrigue, response after a wildfire. *Forest Ecology and Management* 93: 227-234.

Lloret, F., M. Verdú, N. Flores-Hernández y A. Valiente-Banuet. 1999. Fire and resprouting in Mediterranean ecosystems: insights from an external biogeographical region, the mexical Shrubland *American Journal of Botany* 86: 1655-1661.

Magurran, A. E. 1988. *Ecological Diversity and its Measurement*. Princeton University Press, Nueva jersey. 179 pp.

Martínez-Orea, Y. 2001. *Efecto del fuego sobre el banco de semillas de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel*. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias UNAM. México, 26 pp.

Martínez-Sánchez J. J., P. Ferrandis, J. de las Heras y J. M. Herranz. 1999. Effect of burnt wood removal on the natural regeneration of *Pinus halepensis* after fire in a pine forest in Tus valley (SE Spain). *Forest Ecology and Management* 123: 1-10.

Meave, J., J. Carabias, V. Arriaga y A. Valiente-Banuet. 1994. Observaciones fenológicas en el Pedregal de San Ángel. Pp. 91-105. En: Rojo, A. (comp.). *Reserva Ecológica el Pedregal de San Ángel: Ecología, Historia Natural y Manejo*. U.N.A.M., México.

Minnich, R. A., M. G. Barbour, J. H. Burk y J. Sosa-Ramírez. 2000. Californian mixed-conifer forests under unmanaged fire regimes in the Sierra San Pedro Mártir, Baja California, Mexico. *Journal of Biogeography* 27: 105-129.

Morgan, J. W. 1999. Defining grassland fire events and the response of perennial plants to annual fire in temperate grasslands of south-eastern Australia. *Plant Ecology* 144: 127-144.

- Mount, A. B. 1969. Eucalypt ecology as related to fire *Tall Timbers Fire Ecology. Conf. Proc.* 9:75-108
- Neéman G. , C. J. Fotheringham y J. E. Keeley. 1999. Patch to landscape patterns in post fire recruitment of a serotinous conifer. *Plant Ecology* 145: 235-242
- Noble R. y R. O. Slatyer. 1980. The use of vital attributes to predict successional changes in plant communities subject to recurrent disturbances. *Vegetatio* 43: 5-21.
- Noble, J. C. 1989. Fire studies in malle (*Eucalyptus* spp.) Communities of Western New South Wales. The effects of fires applied in different seasons on herbage productivity and their implications for management. *Australian Journal of Ecology* 14: 169-187.
- Pickett, S.T.A., J. Kolasa, J. J. Armesto y S. L. Collins. 1989. The ecological concept of disturbance and its expression at various hierachial levels. *Oikos* 54: 129-136.
- Quijano, P. M. 1991. *Evaluación del efecto de los herbívoros en la sucesión vegetal temprana de un campo agrícola en el Valle de México.* Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias, UNAM, México. 119 pp.
- Quijas, F. S. 1999. *Análisis demográfico por edades de **Mammillaria magnimamma** (Cactaceae) en el Pedregal de San Ángel, México, D.F.* Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias, UNAM, México. 85pp.
- Raison, R. J., P. V. Woods y P. K. Khanna. 1986. Descomposition and accumulation of litter after fire in sub-alpine eucalypt forests. *Australian Journal of Ecology* 11:9-19.

ESTA TESIS NO SALE
DE LA BIBLIOTECA

- Ruedas, M. M. 1999. *Germinación y crecimiento temprano de **Mammillaria magnimamma***. Tesis de Licenciatura Facultad de Ciencias, UNAM, México. 79pp.
- Rykiel, E. J. Jr. 1985. Towards a definition of ecological disturbance. *Australian Journal of Ecology* 10: 361-365.
- Rzedowki, J. 1954. Vegetación del Pedregal de San Ángel *Anales de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas I. P. N.*, México, D. F. 8:59-129
- Rzedowski, J. 1978. *Vegetación de México*. Limusa, México. 432 pp.
- Schlesinger W. H. y D. S. Gill. 1980. Biomass, production, and changes in the availability of light, water, and nutrients during the development of pure stands of the chaparral shrub, after fire. *Ecology* 61: 781-789.
- Show, S. B. y B. Clarke. 1978. *La Lucha Contra Los Incendios Forestales*. FAO, Roma. 131 pp.
- Sousa, W. P. 1984. The role of disturbance in natural communities. *Annual Review of Ecology and Systematics* 15: 353-391.
- Tansley, A. C. 1939. *The British islands and their vegetation*. Cambridge. 484pp.
- Tarrega, R. , E. Luis-Calabuig y E. Marcos. 1996. Relationship between soil changes and plant succession in postfire regeneration of *Quercus pyrenaica* ecosystems. *Arid Soil Research and Rehabilitation* 10: 85-93.
- Trabaud, L. y B. de Chanterac, 1985. The influence of fire on the phenological behaviour of Mediterranean plant species in Bas-Languedoc (Southern France), *Vegetatio* 60:119-130.
- Trabaud, L. y J. Lepart. 1981. Diversity and stability in Garrigue ecosystems after fire. *Vegetatio* 43: 49-57.

Tsitsoni, T. 1997. Conditions determining natural regeneration after wildfires in the *Pinus halepensis* (Miller, 1768) forests of Kassandra Peninsula (North Greece). *Forest Ecology and Management* 9: 199-208.

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

Valvueda, L. y R. Tarrega. 1998. The influence of heat and mechanical scarification on the germination capacity of *Quercus pyrenaica* seeds. *New Forests* 16: 177-183.

Van de Venter, H. A. y A. D. Esterhuizen. 1988. The effects of factors associated with fire on seed germination of *Erica sesiflora* and *E. hebecalyx* (Ericaceae). *South African Journal of Botany* 54: 301-304.

Van Standen, J. N. A. C. Brown, A. K. Jäger y T. A. Johnson. 2000. Smoke as a germination cue. *Plant Species Biology* 15: 167-178.

Wells, C. G. 1981. Some effects of brushfires on erosion processes in coastal Southern California. En: *Erosion and sediment transport in Pacific Rim Steeplands*. IAHS publi. No. 132, Christchurch.

Westman, W. E. 1986. Resilience: concepts and measures. En pp 5-19. Dell, B., A. J. M. Hopdins y B. B. Lamont (eds). *Resilience in Mediterranean-type Ecosystems*. Dr W. Junk Publishers, Dordrecht.

Whelan, R. J. 1995. *The Ecology of Fire*. Cambridge. United Kingdom. 343 pp.

White, P. S. y Pickett, S. T. S. 1985. Natural disturbance and patch dynamics: an introduction. Pp 3-13. En: Pickett S. T. y P. S. White (Eds). *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Academic Press Inc. Orlando, U.S.A.

Whittaker, R. H., 1953. A Consideration of Climax Theory: The Climax as a Population and Pattern. *Ecological Monographs* 23:41-78.

Whittaker R. H , 1992. *Communities and Ecosystems*. Nueva York. 385 pp.

Whittle, C. A., L. C. Duchesne y T. Needham. 1997. The importance of buried seeds and vegetative propagation in the development of postfire plant communities. *Environment Review* 5: 79-87.

Zar, J. H. 1999. *Biostatistical Analysis*. Prentice-Hall Inc. Nueva Jersey.

Zedler, P. H., R. G. Clayton y G S. McMaster. 1983. Vegetation change in response to extreme events: the effect of a short interval between fires in Californian chaparral and coastal scrub. *Ecology* 64: 809-818.

según la clasificación de Raunkiaer - Ph, fanerofitas, Th, Terofitas, H, Hemiptrofitas, Cr, Criptofitas, Ch, carnefitas. Las especies en negritas fueron las más abundantes

SITIOS ABRUPTOS

FAMILIA	ESPECIES	Formas de vida	FEB'98	MAR'98	ABR'98	MAY'98	JUN'98	JUL'98	AGO'98	SEP'98	OCT'98	NOV'98	DIC'98	ENE'99	FEB'99
Bromelaceae	<i>Tillandsia recurvata</i> L.	Ph	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5					
Bursaceae	<i>Bursera</i> sp	Ph	1.0	0.5	1.0		1.0	1.0	1.0	1.0	1.0				
Cactaceae	<i>Mammillaria megalanema</i> Haworth	Ch	1.0	0.5	0.8	0.5	0.8	0.5	1.0	2.0	1.0	1.0	1.0	1.0	0.8
Rubraceae	<i>Bouvardia ternifolia</i> (Cav.) Schl	Ph	1.0	0.5	1.0	1.1	1.9	2.1	4.0	4.0	4.8	2.6	3.0	2.6	3.7
Crassulaceae	<i>Echeveria gibbiflora</i> DC.	Ch	1.4	0.5	0.5	1.1	0.5	0.5	0.5	1.0	0.5	2.0	1.5	2.0	1.3
Polypodiaceae	<i>Phlebodium serotifolium</i> (Humb et Bonpl. Ex Willd.) J. Smith	Cr	1.5	0.8	0.8	0.8	0.7	0.8	0.7	4.2	4.4	2.2	0.9	0.8	0.8
Asteraceae	<i>Baccharis</i> sp	Ph	2.0	1.0	1.0	2.2	2.7	4.3	6.0	3.7	11.3	5.3	7.3	8.3	6.0
Asteraceae	<i>Verbesina virgata</i> Cav.	Ph	2.7	1.8	2.8	4.8	3.1	4.3	7.4	13.1	18.3	16.5	17.2	16.2	8.9
Poaceae	<i>Tripsacum dactyloides</i> (L.) L.	Ch	3.0	10.0	10.0	7.5	4.0	5.0	7.5	5.0	5.0	15.0	7.0	8.3	5.0
Sapindaceae	<i>Cardiospermum halicacabum</i> L.	H	3.0	0.5	0.5	0.5	0.5	3.0	3.0	3.0	5.0		1.0	1.0	
Asteraceae	<i>Phytocaulon praecox</i> DC.	Ph	4.0	2.8	6.5	4.0	4.0	2.0	3.0	3.0	5.0		3.0	5.0	
Asteraceae	<i>Eupatorium</i> sp2	Ph	5.0	3.0	5.0	3.0	5.0	5.0	5.0	4.0	8.0	7.0	9.0	6.6	5.0
Hydrophyllaceae	<i>Wigandia urens</i> (Ruiz & Pavón) Kunth	Ph	5.0	0.8	5.3	8.0	6.0	5.5	10.5	15.0	9.6	11.0	15.9	9.5	9.2
Cactaceae	<i>Opuntia tomentosa</i> Salm-Dyck	Ph	5.3	1.5	5.7	5.9	3.0	2.6	2.8	2.6	3.9	3.0	3.6	3.6	4.5
Poaceae	<i>Muhlenbergia robusta</i> Hitchc.	Ch	6.1	8.4	7.2	10.6	11.0	17.6	22.1	38.4	42.9	36.8	31.5	33.8	20.7
Loganiaceae	<i>Buddleia cordata</i> Kunth	Ph	7.8	2.5	4.6	7.1	7.3	5.5	11.3	12.8	14.3	13.6	15.5	12.8	12.8
Asteraceae	<i>Eupatorium</i> sp1	Ph	10.0	0.5	10.0	15.0	5.0	15.0	15.0	10.0	25.0	15.0			15.0
Amaranthaceae	<i>Iresine grandis</i> Standley	Ph		0.5	1.5	2.0	1.2	1.4	1.4	1.3	1.4	1.6	1.7	1.1	0.5
Amalydaceae	<i>Manfreda brachystachya</i> (Cav) Rose	H		0.5	2.9	2.4	8.2	11.4	15.1	23.9	17.6	12.7	14.1	0.7	
Asteraceae	<i>Lagascea rigida</i> Kunth Stuessy	Ph		0.5	1.0	5.0	2.0	3.0	8.0	20.0	15.0	8.0	11.9	7.0	10.0
Fabaceae	<i>Eysenhardtia polystachya</i> (ort.) Sarg.	Ph		0.5	0.5	0.5	1.0	2.0	5.0	1.0	5.0	3.0	5.8	5.3	3.0
Plumbaginaceae	<i>Plumbago pulchella</i> Boiss	Ch		0.5	0.5	1.0	1.0	3.0	5.0	2.0	5.0	3.0			4.0
Rubraceae	<i>Crucera longiflora</i> (Willd.) Anderson.	Th		0.5	0.5	0.5	1.0	0.5	2.0	3.0	3.3	1.8	0.8		
Solanaceae	<i>Solanum nigrescens</i> Mart & Gal	Th		0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	2.0	1.2	2.2	1.3	3.0	1.6	1.0
Asteraceae	<i>Stevia micrantha</i> Lag	Th			0.5	0.5	0.5	0.7	1.3	1.5	2.7	2.5	4.0	1.6	
Liliaceae	<i>Milla biflora</i> Cav.	Cr			0.5	0.6	1.2	2.2	1.6	1.8	10.5				
Orchidaceae	<i>Bletia urbana</i> Dressler	Cr			0.5	0.5	0.5	0.8	1.5	1.7	2.5	1.2			
Poaceae	<i>Rhynchosyrum repens</i> (Willd.) C. E. Hubb.	H			0.5	0.5	3.0	3.5	6.5	10.5	13.5	3.7	9.2	9.9	7.0
Vitaceae	<i>Cissus sicyoides</i> L.	Ch			0.5	1.0	2.8	1.7	3.3	3.3	4.9	4.6	1.8	1.0	3.3
Asteraceae	<i>Baccharis sordescens</i> DC	Ch			1.0	0.5	3.0	2.0	1.8	3.0	7.5	3.0	3.4	4.3	4.1
Asteraceae	<i>Dahlia coccinea</i> Cav.	Cr				0.5	4.6	12.1	22.3	36.0	25.6	3.4	1.7	1.5	
Asteraceae	<i>Stevia ovata</i> Willd.	H				0.5	1.0	1.5	0.8	6.0	8.0	1.8	3.2	1.0	
Asteraceae	<i>Brickellia veronicifolia</i> Kunth Gray	Ch				5.0	2.0	3.0	5.0	3.0	5.0	3.0			6.0
Brassicaceae	<i>Arracacia folucensis</i> var. Multifida Math et Const.	Cr					0.5	1.0	3.0	2.0	5.0	3.0			
Comelinaceae	<i>Commelina diffusa</i> Burm.	H					0.5	1.0	0.7	4.3	2.3	0.5			
Convolvulaceae	<i>Quamoclit gracilis</i> Halber.	Th					0.5	0.5	1.0	5.0	1.0				
Euphorbiaceae	<i>Euphorbia serpyllifolia</i> Pers.	Th					0.5	1.0	1.0	1.8	3.0	1.0	2.3	1.7	0.5
Fabaceae	<i>Phaseolus anisotrichus</i> Schl	H					0.5	0.5	0.5	3.0	1.5	2.0	1.0		
Orchidaceae	<i>Orchidaceae</i> sp1	Cr					0.5	1.0	0.7	1.7	2.5	1.5			
Portulacaceae	<i>Talinum napiforme</i> DC.	Cr					0.8	0.5	1.0	1.0	0.7		7.0		
Adiantaceae	<i>Cheilanthes sinuata</i> (Lagasca ex Swartz) Domin	Cr					1.0	1.4	1.6	2.5	5.2	2.5	2.3	3.8	2.4
Asclepiadaceae	<i>Melastema angustifolium</i> Tubz	Ch					1.0	1.0	2.0	3.0	5.0	1.0	4.5	3.5	4.0
Dioscoreaceae	<i>Dioscorea galeottiana</i> Kunth.	Cr					1.0	2.0	4.5	4.8	5.3	1.9			
Euphorbiaceae	<i>Euphorbia graminea</i> Jacq.	Th					1.0	0.5	1.0	1.0	1.0	1.0			
Passifloraceae	<i>Passiflora subpeltata</i> Ort	H					1.0	0.5	0.5	2.3	2.0	1.3	1.4	1.1	1.3
Poaceae	<i>Panicum bulbosum</i> Kunth	H					1.0	2.0	2.0	3.0	1.0	2.0			
Pteridaceae	<i>Pteridaceae</i> sp2	Cr					1.0	0.5	0.5	5.0	1.3	1.0		0.5	
Asteraceae	<i>Acoirtia hebeclata</i> D. C.	Ch						0.5	1.0	2.0	2.0	0.5	0.5		
Asteraceae	<i>Galinsoga parviflora</i> Cav	Th						0.5	0.5	0.5	1.0	0.5	1.0		

SITIOS ABRUPTOS

FAMILIA	ESPECIES	Formas de vlda	FEB'98	MAR'98	ABR'98	MAY'98	JUN'98	JUL'98	AGO 98	SEP'98	OCT 98	NOV 98	DIC'98	ENE'99	FEB'99
Asteraceae	<i>Parthenium bipinnatifidum</i> (Ort.) Rollins	Th						0.5	0.5	5.5	1.0				
Begoniaceae	<i>Begonia gracilis</i> Kunth	Cr						0.5	0.5	2.0	4.0	0.5			
Commelinaceae	<i>Commelina coelestis</i> Willd	H						0.5	0.8	4.8	2.4	0.8			
Cyperaceae	<i>Cyperus sesleroides</i> Kunth	Cr						0.5	0.5	2.2	1.3	0.5			
Poaceae	<i>Setaria geniculata</i> Beauv.	Th						0.5	0.8	0.8	6.0	3.6	2.2	3.4	1.7
Asteraceae	<i>Eupatorium schaffneri</i> Sch. Bip.	H						1.0	1.0	1.0	3.0	3.0	2.0		0.5
Convolvulaceae	<i>Evolvulus alsinoides</i> (L.) L.	H						1.0	1.0	2.0	4.5	1.3	1.3		1.0
Asteraceae	<i>Tagetes micrantha</i> Cav.	Th							0.5	0.5	5.0	1.0			
Oxalidaceae	<i>Oxalis</i> sp	Cr							0.5	5.0	0.5				
Phytolaccaceae	<i>Phytolacca icosandra</i> L.	Ch						0.5	1.0	3.0	3.0	4.8	5.8		4.5
Piperaceae	<i>Peperomia campylofropa</i> Hill.	Cr						0.5	1.0	1.0	0.5				
Resedaceae	<i>Reseda luteola</i> L.	Th						0.5	0.5	1.0	2.0	1.5	1.3		2.0
Liliaceae	<i>Calochortus barbatus</i> Kunth Painter.	Cr						0.8	0.9	2.0					
Cyperaceae	<i>Cyperus spectabilis</i> Link.	Cr						1.0	1.5	1.8	0.8	1.0	0.8		0.5
Fabaceae	<i>Calliandra grandiflora</i> (L'Hér.) Benth.	Ch						1.0	1.0	0.5	0.5				
Asteraceae	<i>Gnaphalium americanum</i> Mill.	H							0.5	1.4	2.4	2.8	2.2		3.0
Asteraceae	<i>Sonchus oleraceus</i> L.	Th							0.5	2.0	1.0				1.0
Euphorbiaceae	<i>Acalypha indica</i> L.	Th							0.5	1.8	1.3				
Euphorbiaceae	<i>Euphorbia dentata</i> Michx.	Th							0.5	0.5					
Pteridaceae	Pteridaceae sp1	Cr							0.5						
Amaranthaceae	<i>Gomphrena decumbens</i> Jacq.	Th							1.0	2.0	1.0				
Lytiraceae	<i>Cuphea wrightii</i> A. Gray.	Th							2.0	2.0	0.8	0.8			
Caryophyllaceae	<i>Drymaria laxiflora</i> Benth.	Th								0.8	0.9				
Poaceae	Poaceae sp1	H								1.0	1.0	1.0			0.5
Sapindaceae	<i>Dodonaea viscosa</i> Jacq.	Ph								8.0		1.0	1.0		
Asteraceae	<i>Ageratum corymbosum</i> Zucc ex Pers.	H								10.0	4.0				2.0
Portulacaceae	<i>Portulaca pilosa</i> L.	Th									0.5				
Solanaceae	<i>Physalis glutinosa</i> Schlecht.	H									0.5	1.0	0.7		0.8
Asteraceae	<i>Coryza sophifolia</i> Kunth	Th									0.8	0.5	1.0		1.0
Orchidaceae	<i>Stenorrhynchos aurantiacum</i> (La Llave & Lexarza) Lindl.	Cr									1.0				
Asteraceae	<i>Piqueria trinervis</i> Cav.	H									1.5	1.5	1.8		1.2
Solanaceae	<i>Physalis chenopodiifolia</i> Lam.	Th									3.0	0.8	0.9		
Asteraceae	<i>Zinnia peruviana</i> (L.) L.	Th										0.5			
Campanulaceae	<i>Diasatea micrantha</i> Kunth McVauhg	Th											0.5		
Fabaceae	<i>Dalea humilis</i> G. Don.	Th											0.5		
Gentianaceae	<i>Gentiana quillense</i> Kunth Rob.	Th											0.5		
Cyperaceae	<i>Bulbostylis funckii</i> (Steudel) C.B. Clarke	Th											1.0	1.0	
Desconocida	Desconocida	?											1.0		
Poaceae	Poaceae sp3	H											1.0	2.0	
Polemoniaceae	<i>Loeselia mexicana</i> Brand.	Ch											1.0	1.0	
Asteraceae	<i>Eupatorium</i> sp3	Ph											2.0	0.5	
Asteraceae	<i>Stevia orignoiidea</i> Kunth	H											3.0	4.0	
Fabaceae	<i>Dalea zimapania</i> S Schamer	Ph											4.5	10.0	
Asteraceae	<i>Viguiera buddistiformis</i> (DC.) Benth & Hook	H											5.0	5.0	
Mahaceae	<i>Periptera punicea</i> (tag.) DC.	Th											5.0	3.0	
Asteraceae	<i>Coryza coronopifolia</i> Kunth	H												0.5	0.5
Orchidaceae	Orchidaceae sp3	Cr													0.5
Selaginellaceae	<i>Selaginella</i> sp	H													0.5

SITIOS PLANOS

FAMILIA	ESPECIES	Formas de vida	FEB'98	MAR'98	ABR'98	MAY'98	JUN'98	JUL'98	AGO'98	SEP'98	OCT'98	NOV'98	DIC'98	ENE'99	FEB'99
Adiantaceae	<i>Cheilanthes sinuata</i> (Lagasco ex Swartz) Domin	Cr	1.0	0.5	0.5	0.5	0.5	1.1	1.2	3.3	6.0	1.4	2.1	2.3	2.8
Asteraceae	<i>Gnaphalium americanum</i> Mill	H	1.0	0.5		0.5	0.5			0.8	2.0	4.0	3.8	3.4	3.7
Cactaceae	<i>Mammillaria magnimamma</i> Haworth	Ch	1.5	0.7	0.8	0.7	1.0	1.2	1.3	1.0	1.3	1.0	1.5	1.5	0.8
Hydrophyllaceae	<i>Wigandia urens</i> (Ruiz & Pavón) H. B. K.	Ph	1.5	1.7	8.0	8.1	3.5	6.0	8.5	9.8	12.5	8.3	11.7	7.7	5.3
Loganiaceae	<i>Buddleia cordata</i> Kunth	Ph	3.0	10.3	10.3	8.0	5.5	4.0	6.5	16.5	11.0	5.0	3.0	4.6	6.8
Viaceae	<i>Cissus sicyoides</i> L.	Ch	3.0	0.5	1.0	11.0	1.7	2.4	4.3	6.2	5.5	3.3	1.5	0.7	0.5
Poaceae	<i>Tripsacum dactyloides</i> (L.) L.	Ch	5.0	0.5	1.0	1.0	1.0	2.0	5.0	3.0	7.5	2.5	4.0	11.5	5.0
Asteraceae	<i>Verbesina virgata</i> Cav.	Ph	6.9	3.5	6.4	5.6	4.0	6.3	8.6	9.6	15.0	11.4	12.6	8.4	9.0
Crassulaceae	<i>Echeverria gibbiflora</i> DC.	Ch	7.9	2.9	7.4	5.7	2.6	1.7	2.4	3.3	5.3	2.5	3.1	4.5	3.2
Poaceae	<i>Muhlenbergia robusta</i> Hitchc.	Ch	9.4	4.6	7.8	13.0	10.0	12.9	23.1	32.9	36.7	29.6	35.4	34.3	15.0
Asteraceae	<i>Eupatorium</i> sp2	Ph	10.0	20.0	20.0	12.0	5.0	10.0	10.0	10.0	20.0	10.0	15.0	5.3	5.3
Loganiaceae	<i>Buddleia parviflora</i> Kunth	Ph	20.0	1.0	20.0	23.0	10.0	15.0	15.0	15.0	10.0	5.0	15.0	15.0	5.0
Asteraceae	<i>Phytocaulon praecox</i> DC.	Ph	25.0	20.0	20.0	15.0	8.0	10.0	15.0	15.0	10.0	5.0	3.0	5.0	3.0
Amaranthaceae	<i>Iresine grandis</i> Standley	Ph	0.5	4.0	1.3	1.3	2.2	1.8	1.3	3.5	2.3	3.6	1.8	2.1	
Amaryllidaceae	<i>Manfreda brachystachya</i> (Cav) Rose	H	0.5	1.8	1.8	9.0	12.9	22.6	30.3	24.7	19.4	16.9	1.0		
Asteraceae	<i>Baccharis</i> sp	Ph	0.5	1.3	0.7	3.0	1.2	2.0	2.7	8.7	3.0	4.0	3.3	3.3	
Asteraceae	<i>Lagascea rigida</i> Kunth Stuessy	Ph	0.5	1.3	1.1	1.7	3.0	3.4	5.4	8.8	5.8	8.8	7.0	5.8	
Asteraceae	<i>Stevia ovata</i> Willd.	H	0.5	0.5	0.5	1.3	1.6	2.4	6.2	7.8	3.3	10.0	1.0	1.2	
Asteraceae	<i>Stevia salicifolia</i> Cav.	Ch	0.5	0.5	1.0	1.0	1.0	1.0	2.0	3.0	3.0				4.0
Fabaceae	<i>Calliandra grandiflora</i> (L'Hér.) Benth.	Ch	0.5	3.0	3.0	3.0	5.0	5.0	7.5	13.0	3.0				1.0
Fabaceae	<i>Eysenhardtia polystachya</i> (ort.) Sarg.	Ph	0.5	2.0	2.8	4.0	9.0	10.0	5.0	11.5	6.0	7.5	6.5	3.5	
Rubiaceae	<i>Bouvardia teniflora</i> (Cav) Schl	Ph	0.5	3.0	0.8	2.0	2.0	2.1	2.0	2.8	2.4	3.3	0.7	1.5	
Solanaceae	<i>Physalis chenopodiifolia</i> Lam.	Th	0.5	1.0	1.0	2.0	3.0	2.8	4.0	3.5	3.0	1.0	0.8	0.5	
Fabaceae	<i>Dalea Zimapania</i> S Schamer	Ph	1.0	2.0	2.0	4.0	5.0	12.5	12.5	20.0	15.0	4.5	10.0	4.5	
Fabaceae	<i>Phaseolus anisotrichus</i> Schl.	H	0.5	1.0	0.7	1.5	1.9	3.8	3.8	1.8	1.0				
Liliaceae	<i>Milla biflora</i> Cav.	Cr			0.6	0.6	1.3	1.8	0.9	1.2					
Solanaceae	<i>Solanum nigrescens</i> Mart. et Gal.	Th				0.5	0.5	1.0	2.0	2.0	3.0	3.0	2.3	3.0	
Asteraceae	<i>Viguiera buddleiflora</i> (DC.) Benth et Hook.	H	0.5	5.0	5.0	5.0	5.0	5.0	10.0	6.0	5.0	5.0	5.0	4.0	
Poaceae	Poaceae sp1	H					0.5	1.0	3.0	2.0	2.0	2.0			
Polypodiaceae	<i>Phlebodium serotatum</i> (Humb et Bonpl. Ex Willd.) J. Smith	Cr					0.5	1.3	1.8	2.5	3.5	2.0	1.7	0.5	
Rubiaceae	<i>Crusea longiflora</i> (Willd.) Anderson.	Th					0.5	0.5	0.5	0.8	1.8	1.5	0.5		
Dioscoreaceae	<i>Dioscorea galeottiana</i> Kunth.	Cr					0.8	1.7	2.3	5.7	3.0	2.5			
Asclepiadaceae	<i>Metastelma angustifolium</i> Tubz	Ch					1.0	2.0	2.0	4.0	5.0	3.0	5.0	3.0	3.0
Asteraceae	<i>Stevia micrantha</i> Lag.	Th					1.0	1.0	3.0	2.0	6.5	1.8	4.0	1.0	0.5
Euphorbiaceae	<i>Euphorbia serpyllifolia</i> Pers.	Th					1.0	0.5	0.8	2.0	5.7	3.3	3.0	2.7	1.8
Poaceae	<i>Setaria geniculata</i> Beauv.	Th					1.0	1.4	2.2	5.8	9.5	4.9	4.0	2.9	2.7
Amaryllidaceae	<i>Hypoxis decumbens</i> L	Cr					1.3	1.3	2.2	1.8	3.0				
Portulacaceae	<i>Talinum napiforme</i> DC.	Cr					1.3	1.3	2.4	1.9	4.8	0.7	7.0		
Poaceae	<i>Rhynchelytrum repens</i> (Willd.) C. E. Hubb.	H					1.5	1.1	3.2	5.8	13.5	6.0	10.6	8.6	5.8
Asteraceae	<i>Dahlia coccinea</i> Cav.	Cr					2.4	3.6	7.3	15.1	11.9	2.7	1.7	1.5	
Orchidaceae	<i>Bletia urbana</i> Dressler	Cr									1.0				
Asclepiadaceae	<i>Sarcostemma elegans</i> Decne.	H						0.5	2.0	1.0	1.0	0.5			
Asteraceae	<i>Acourtia hebeclada</i> DC.	Ch						0.5	2.0	1.0	15.0	1.0	0.5		
Asteraceae	<i>Florestina pedata</i> (Cav) Cass	Th						0.5	0.5	2.0					
Desconocida	Desconocida	?						0.5	2.0	1.0	8.0	3.0	1.0		

SITIOS PLANOS

FAMILIA	ESPECIES	Formas de vida	FEB'98	MAR'98	ABR'98	MAY'98	JUN'98	JUL'98	AGO'98	SEP'98	OCT'98	NOV'98	DIC'98	ENE'99	FEB'99
Lythraceae	<i>Cuphea wrightii</i> A. Gray.	Th						0.5	1.0	1.5	2.1	0.9	0.8		
Orchidaceae	Orchidaceae sp2	Cr						0.5	0.5	0.5	0.5	0.5			
Passifloraceae	<i>Passiflora subpeltata</i> Ort.	H						0.5	1.0	0.8	1.3	1.0	1.0	1.0	
Poaceae	<i>Panicum bulbosum</i> Kunth	H						0.5							
Cyperaceae	<i>Cyperus sesleroides</i> Kunth.	Cr						0.8	4.0	2.1	3.2	0.7			
Asteraceae	<i>Schulhria pinnata</i> (Lam.) Kuntze	Th						1.0	3.0	4.0	20.0	4.0			
Commelinaceae	<i>Commelina coelestis</i> Willd	H						1.5	1.7	1.9	3.4				
Pteridaceae	Pteridaceae sp2	Cr						1.8	2.7	3.8	4.0	2.3		0.5	2.0
Asteraceae	<i>Tagetes micrantha</i> Cav.	Th						0.5	1.2	6.3					
Convolvulaceae	<i>Evolvulus alsinoides</i> (L.) L	H						0.5	2.0	2.5	1.1		2.0		
Cyperaceae	<i>Bulbostylis funckii</i> (Steudel) C.B. Clarke	Th						0.5	1.3	3.5	1.0		1.0	1.0	
Cyperaceae	<i>Cyperus spectabilis</i> Link.	Cr						0.5	1.8	3.0	0.7		1.0	0.5	
Euphorbiaceae	<i>Euphorbia dentata</i> Michx.	Th						0.5	1.3	4.0	1.5				
Phytolaccaceae	<i>Phytolacca icosandra</i> L.	Ch						0.5	0.8	5.0	9.0		7.5	6.5	5.0
Resedaceae	<i>Reseda luteola</i> L.	Th						0.5	1.0	2.0	1.0		1.5	1.3	
Commelinaceae	<i>Commelina diffusa</i> Burm.	H						0.8	1.2	5.0	0.5				
Asteraceae	<i>Galinsoga parviflora</i> Cav	Th						1.0	4.0	8.0	1.0		1.0		
Caryophyllaceae	<i>Drymaria laxiflora</i> Benth	Th						1.0	0.5	3.0	1.4				
Malvaceae	<i>Periptera punicea</i> (ag.) DC.	Th						1.0	1.0	2.0	3.0		5.0	3.0	3.0
Orchidaceae	Orchidaceae sp1	Cr						1.0	2.2	5.0	1.1				
Liliaceae	<i>Calochortus barbatus</i> Kunth Painter.	Cr						1.8	1.9	3.0	0.5				
Poaceae	Poaceae sp2	H						2.0	1.0	9.0	1.2		1.0		1.0
Portulacaceae	<i>Portulaca pilosa</i> L.	Th						3.0	2.0	1.0	3.0				
Asteraceae	Asteraceae sp1	Th							0.5	3.0	2.0				
Asteraceae	<i>Eupatorium</i> sp3	Ph							0.5	3.0	3.0		2.0	0.5	
Sapindaceae	<i>Dodonaea viscosa</i> Jacq.	Ph							0.5	1.0	2.0		1.0	1.0	2.0
Euphorbiaceae	<i>Acalypha indica</i> L.	Th							0.8	4.5	1.3				
Asteraceae	<i>Baccharis sorDESCENS</i> DC.	Ch							1.0	8.0	3.0		5.0	6.0	4.0
Asteraceae	<i>Stevia organoidea</i> H B. K.	H							1.0	3.0	3.0		3.0	4.0	3.0
Labiatae	<i>Salvia mexicana</i> L	H							2.0	3.0	1.0				
Asteraceae	<i>Piqueria trinervis</i> Cav.	H								1.0	1.0		1.8	1.2	0.6
Asteraceae	<i>Zinnia peruviana</i> (L.) L	Th								1.0	1.0		0.5		
Bromeliaceae	<i>Tillandsia recurvata</i> L.	Ph								1.0					
Poaceae	<i>Sporobolus atrovirens</i> Kunth	H								2.0	3.0				
Asteraceae	<i>Eupatorium schaffneri</i> Sch. Bip	H								3.0	1.0		1.0		
Fabaceae	<i>Dalea humilis</i> G. Don.	Th											0.5	0.5	
Asteraceae	<i>Coryza sophifolia</i> HKB	Th											0.8	0.5	1.0
Campanulaceae	<i>Diastatea micrantha</i> Kunth. mcVauhg	Th											0.8	0.5	
Polemoniaceae	<i>Loeselia mexicana</i> Brand	Ch											1.0	1.0	1.0
Gentianaceae	<i>Centaurea quifense</i> Kunth Rob.	Th											2.0	0.5	
Poaceae	Poaceae sp3	H												1.0	2.0
Sapindaceae	<i>Cardiospermum halicacabum</i> L	H												1.0	0.5
Solanaceae	<i>Physalis glutinosa</i> Schlecht	H												1.0	0.5
Asteraceae	<i>Coryza coronopifolia</i> Kunth	H													0.5
Oleaceae	<i>Fraxinus uhdei</i>	Ph													1.0