

**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA
DE MEXICO**

FACULTAD DE CIENCIAS

**EFFECTO DEL FUEGO SOBRE LA LLUVIA DE SEMILLAS
EN LA RESERVA ECOLÓGICA DEL PEDREGAL
DE SAN ÁNGEL, MEXICO D.F.**

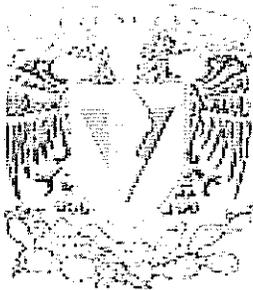
T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE

B I Ó L O G O

P R E S E N T A :

JUAN MANUEL CAMACHO ALTAMIRANO



**TUTORA:
DRA. SILVIA CASTILLO ARGÜERO**

2007



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

FACULTAD DE CIENCIAS

División de Estudios Profesionales



UNIVERSIDAD NACIONAL
AUTÓNOMA DE
MÉXICO

ACT. MAURICIO AGUILAR GONZÁLEZ
Jefe de la División de Estudios Profesionales
Facultad de Ciencias
P r e s e n t e .

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

*"Efecto del fuego sobre la lluvia de semillas en la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel,
México, D.F."*

realizado por **Camacho Altamirano Juan Manuel**, con número de cuenta **077089894** quien opta por titularse en la opción de Tesis en la licenciatura en **Biología**. Dicho trabajo cuenta con nuestro voto aprobatorio.

Propietario	Dra.	Alma Delfina Orozco Segovia	
Propietario	Dra.	Alicia Enriqueta Brechu Franco	
Tutor(a) Propietario	Dra.	Silvia Castillo Argüero	
Suplente	M. en C.	Oswaldo Núñez Castillo	
Suplente	Biól.	Yuriana Martínez Orea	

Atentamente
"POR MI RAZA HABLARÁ EL ESPÍRITU"
Ciudad Univeritaria, D. F., a 21 de junio del 2007
COORDINADOR DE LA UNIDAD DE ENSEÑANZA DE BIOLOGÍA

DR. ZENÓN CANO SANTANA

FACULTAD DE CIENCIAS



UNIDAD DE ENSEÑANZA
DE BIOLOGÍA

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

AGRADECIMIENTOS

A mi directora de tesis Dra. Silvia Castillo Argüero por toda su paciencia y comprensión que ha tenido conmigo durante todo el proceso de elaboración de esta tesis.

A los sinodales: Dra. Alma Delfina Orozco Segovia, Dra. Alicia Enriqueta Brechu Franco, M.C. Oswaldo Nuñez Castillo, y a la Biol., Yuriana Martínez Orea por haber revisado esta tesis y por todas la correcciones y comentarios que ayudaron a mejorarla.

A los compañeros del Laboratorio de Ecología y Recursos Naturales que me apoyaron en la toma de muestras durante el trabajo de Campo, el conteo y determinación taxonómica de semillas en el Laboratorio: Dra. Silvia Castillo Argüero, la M.C. Patricia Guadarrama Chávez, la M.C. Irene Sánchez Gallén, al M.C. Oswaldo Nunez, la Biol. Yuriana Martínez Orea, la Biol. Agueda Edith Martínez Mateos y la Biol. Claudia Gabriela Montes Cartas.

Un agradecimiento especial a la Biol. Yuriana Martínez Orea, por su paciencia, comprensión y amistad, y sin cuya ayuda no hubiera podido lograr terminar este trabajo tesis.

A mi pareja Elsa Evaristo Montes por su apoyo incondicional y motivación.

A mis padres y hermanos por su cariño, apoyo y comprensión.

CONTENIDO

RESUMEN

I. INTRODUCCIÓN

1.1. Importancia de la lluvia de semillas y su dinámica.....	1
1.2. Síndromes de dispersión.....	3
1.3. Antecedentes.....	3
1.4. El fuego como disturbio.....	4

II. OBJETIVOS E HIPÓTESIS

2.1. Objetivo general.....	6
2.2. Objetivos particulares.....	6
2.3. Hipótesis.....	6

III. MÉTODOS

3.1. Zona de estudio.....	7
3.2. Clima.....	8
3.3. Topografía.....	9
3.4. Suelos.....	9
3.5. Vegetación.....	9
3.6. Selección de los sitios de trabajo.....	10
3.7. Análisis de los datos.....	11

IV. RESULTADOS

4.1. Abundancia de diásporas.....	13
4.2. Riqueza de diásporas.....	17
4.3. Análisis de Varianza (ANOVA).....	20
4.4. Ciclo de vida.....	23
4.5. Similitud.....	23
4.6. Diversidad y Dominancia.....	25
4.7. Síndromes de dispersión.....	26

V.	DISCUSIÓN	
5.1.	Abundancia y riqueza de diásporas.....	29
5.2.	Ciclo de vida.....	32
5.3.	Similitud.....	32
5.4.	Diversidad y dominancia.....	33
5.5.	Síndromes de dispersión.....	33
VI.	CONCLUSIONES	38
VII.	LITERATURA CITADA	40
VIII.	APÉNDICES	47

RESUMEN

En este trabajo se evaluaron los efectos del fuego sobre la lluvia de semillas del matorral xerófilo dentro de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel (REPSA). Se seleccionaron cuatro sitios, dos que fueron quemados por los incendios ocurridos en el mes de marzo de 1998 y dos sitios no quemados. En cada sitio se colocaron 16 trampas para la colecta de semillas, con superficie de captura de 0.16 m² en su base y 0.24 m² de altura. La fase de campo tuvo una duración de un año, durante el cual se realizaron 24 colectas quincenales del material depositado en cada una de las trampas, se inició el 15 de junio de 1999 y se concluyó la colecta el 29 de mayo del 2000. El material colectado de cada trampa se revisó en el laboratorio, las semillas, se contabilizaron y se determinaron taxonómicamente; los resultados obtenidos se utilizaron para describir la composición, abundancia y variación temporal de las especies y morfoespecies registradas en la lluvia de semillas de sitios quemados y no quemados. Por último se caracterizaron de acuerdo a su síndrome de dispersión.

La abundancia de diásporas mostró una diferencia significativa sólo entre temporadas, asimismo en cuanto a riqueza se tuvo una diferencia significativa tanto para temporadas como para sitios de estudio.

Las especies más abundantes registradas en la lluvia de semillas de la REPSA fueron *Buddleia cordata*, *Muhlenbergia robusta* y *Gnaphallium americanum*. En ambos sitios de muestreo la familia Asteraceae fue la que registró un mayor número de especies en la lluvia de semillas.

Los valores del índice de dominancia y de diversidad se vieron afectados por la gran abundancia de *Buddleia cordata*, que fue la especie dominante en ambos sitios y temporadas.

En sitios quemados y no quemados el síndrome de dispersión mejor representado fue la esporocoria, seguido de la esclerocória y pogonocória.

I. INTRODUCCION

1.1. Importancia de la lluvia de semillas y su dinámica

La producción de frutos y semillas así como la dispersión de estas estructuras denominadas diásporas (Danserau y Lems, 1957; Solórzano, 1998) juega un papel esencial en el ciclo de vida de las plantas. El fruto y la semilla son estructuras producidas sexualmente por las plantas por lo que poseen una variabilidad genética única e importante, contrastando con las estructuras vegetativas como bulbos y cormos (Bewley y Black, 1986), además, son estructuras resistentes y persistentes (Vázquez Yañes, 1987). Fenner (1983), McDonnell y Stiles (1983) resaltan la importancia evolutiva y adaptativa de la producción de semillas en términos de la variación genética, ya que esta diversidad, que heredará la descendencia producida sexualmente, provee a la población de una variabilidad genética que asegura que al menos algunos individuos puedan ser favorecidos por la selección natural, ante condiciones adversas.

Ecológicamente su función fundamental es la renovación y persistencia de las plantas durante la regeneración de las comunidades vegetales, así como en la sucesión ecológica (Baskin y Baskin, 1998). Las semillas muestran una gran diversidad de adaptaciones que les permiten sobrevivir, para participar en la dinámica y regeneración de una comunidad después de que ocurre una perturbación de origen biótico o abiótico, como pueden ser los incendios.

La lluvia de semillas es la precipitación continua de propágulos, que puede o no integrarse al suelo, la participación de cada especie dependerá de su abundancia en la comunidad, de la época de producción y cantidad de propágulos, de la naturaleza de los agentes que las dispersan, así como de la duración de la floración y fructificación de las especies en la comunidad (Harper, 1977; Vázquez-Yanes y Orozco-Segovia, 1984).

Los posibles destinos de las semillas que llegan al suelo son esencialmente: germinar rápidamente, integrarse al banco de semillas en el suelo, morir al no encontrar condiciones propicias para germinar y ser atacadas por parásitos o depredadores (Harper, 1977).

Algunos estudios han proporcionado una idea clara de la distribución y abundancia de las semillas que llegan al suelo, y aunque se desconozca el lugar de producción de estas, se puede tener una idea precisa de su disponibilidad en el espacio y en el tiempo. Se puede decir entonces que la lluvia de semillas es el aporte principal para el banco de semillas en el suelo (Rabinowitz, 1981; Young *et al.*, 1987; Peart, 1989), quedando como uno de los

mecanismos de entrada o acumulación de propágulos, que participaran en el mantenimiento de la composición de especies, así como en la dinámica de la comunidad.

El patrón estacional y la composición de la lluvia de semillas pueden variar de acuerdo a los cambios sucesionales de la vegetación (Young, *et al.* 1987). Por lo general, después de una perturbación en una comunidad vegetal la lluvia puede ser alóctona (proviene de otros sitios) y estar dominada por semillas pequeñas y de dispersión anemócora (viento). A medida que la vegetación se regenera, tiende a ser autóctona o sea que las semillas se producen por las especies presentes en el sitio (Young *et al.*, 1987) pudiendo incluir semillas mas grandes y dispersadas por animales (Fenner, 1987b). Las diásporas de especies herbáceas que fructifican durante casi todo el año son más abundantes en las etapas tempranas del desarrollo de una comunidad, mientras que en los años subsecuentes son más abundantes las de los arbustos y árboles que concentran su fructificación estacionalmente (Carabias y Guevara, 1985; Croat, 1978; McDonell y Stiles, 1983; Primack, 1987).

El tiempo durante el cual se dispersan las semillas tiene una relación directa con la disponibilidad de vectores de dispersión y de depredadores (Janzen y Vázquez-Yañes, 1991).

Harper (1977), menciona que la dispersión de propágulos depende de características de la semilla como el peso, la presencia de estructuras o apéndices como alas, plumas, etc. y la actividad de los agentes dispersores (viento, agua, animales, etc.), son los factores que influyen directamente en la composición y abundancia de la lluvia de semillas, la cuál ofrece las siguientes ventajas potenciales (Howe y Smallwood, 1982), 1) colonizar nuevos sitios en el mismo hábitat o a largas distancias 2) reducir la competencia plántula-progenitor y plántula-plántula, 3) reducir la depredación de semillas y puede actuar como una forma de escapar a un depredador específico (Janzen, 1970; Augspurger y Kelly, 1984; Schupp, 1988b).

Finalmente se puede decir que la lluvia de semillas se encuentra determinada por un complejo conjunto de factores interrelacionados como la asignación de recursos por parte de la planta a la reproducción, las tasas de producción de los frutos y semillas, la actividad de los polinizadores, la actividad de los agentes dispersores y las perturbaciones naturales o inducidas (Janzen, 1983).

1.2. Síndromes de dispersión

Los mecanismos de dispersión que se observan en las diferentes especies vegetales de una comunidad pueden ser muy variados. Como una forma de facilitar su comprensión, éstos se han clasificado en síndromes. El sistema de clasificación más frecuentemente empleado para definir los síndromes de dispersión está basado en el agente o vector, típicamente inferido a partir de la morfología de la diáspora (Van der Pijl, 1972). Cada una de las clases de este sistema está relacionada con un vector de dispersión biótico o abiótico, y algunas de las clases se encuentran a su vez subdivididas según las características del agente dispersor (apéndice 1).

La presencia de una estructura para la dispersión no puede predecir necesariamente el síndrome de dispersión, ni tampoco la ausencia de un mecanismo puede excluir la dispersión por un determinado agente biótico o abiótico (Howe y Smallwood, 1982). Por esta razón, se han propuesto otras clasificaciones para los síndromes de dispersión basadas en la morfología de las diásporas *per se* y no en el supuesto agente dispersor. Una de estas clasificaciones es la propuesta por Dansereau y Lems (1957), en la que las diásporas se clasifican de acuerdo a sus estructuras aparentes para la dispersión. Esta clasificación no toma en cuenta ni los agentes, ni las adaptaciones a cualquier medio de dispersión, establece que no hay una correlación obligada entre la forma y la función de estas estructuras. Además aunque habitualmente sean dispersadas por un agente particular, en ocasiones las diásporas no muestran ningún tipo de adaptación en su morfología. Los tipos básicos de dispersión propuestos en esta clasificación son la autocoria y la heterocoria, subdivididos a su vez en varios síndromes de dispersión (apéndice 2).

1.3. Antecedentes

En el mantenimiento de la diversidad de las comunidades vegetales, la dispersión de semillas ocupa un papel crucial (Webb y Peart, 2001), de acuerdo con Middleton (2003) las condiciones que conducen al establecimiento después de una perturbación pueden partir de dos rutas, la primera es una fuente de propágulos de donde se dispersen las semillas y la otra de las que están latentes y viables en el banco de semillas.

De acuerdo con Gentry (1982) los estudios que comparan las características de dispersión entre distintos tipos de comunidades son realmente escasos. Se sabe que en algunos ambientes donde el estrato de vegetación arbórea está bien representado, la mayoría de las diásporas que son dispersadas por aves, se encuentra bajo los árboles,

comparada con la cantidad que es depositada en lugares de pastizal abiertos (Dean *et al.*, 1999). En general las especies que se dispersan por viento, son abundantes en hábitats secos (Moreno-Casasola, 1996), a diferencia de las especies que habitan lugares más húmedos como bosques húmedos tropicales, donde el síndrome de dispersión con mayor frecuencia es la zoocoria (Tabarelli *et al.*, 2003), particularmente, en los matorrales xerófilos, la abundancia de diásporas pogonócoras, pterócoras y esporócoras es notable (Chain-Guadarrama, 2005; Castillo *et al.*, 2002).

1.4. El fuego como disturbio

Un disturbio es un evento discreto en el tiempo, que mata, desplaza o daña uno o 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).

De acuerdo con Bazzaz (1979), un disturbio también afectará la heterogeneidad espacial y temporal en una comunidad, así como las abundancias relativas de las especies presentes, además, puede cambiar la composición de especies al reducir o favorecer la dominancia de otras. Los disturbios pueden ser causados por agentes como el fuego, el viento, las heladas, el agua, las avalanchas, herbívoros, patógenos, así como actividades antropogénicas (White y Pickett, 1985), pudiendo crear un mosaico de hábitats sucesionales. En este contexto, el fuego ha tenido un impacto significativo en algunos ecosistemas, si bien en muchos casos puede ser una parte natural de él y algunas de las especies dominantes están adaptadas a los ciclos del fuego (Bazzaz, 1979). El fuego afecta directamente el desarrollo, supervivencia y reproducción de las plantas (Bond y van Wilgen, 1996) e influye en la dinámica de producción y dispersión de las diásporas, así como sobre la germinación de las semillas y el establecimiento de las plántulas (Whelan, 1995).

La intensidad del incendio, su frecuencia y extensión así como el tipo del incendio (superficial, subterráneo o de copa) son algunos de los factores determinantes en la respuesta de la biota a este disturbio. La intensidad de un incendio depende del clima del lugar, el estado del tiempo, la topografía, y de la cantidad y tipo de combustible. 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).

En México, las actividades agropecuarias han tenido gran influencia en la generación de incendios, en particular, la roza, tumba y quema. De 1970 al 2000 han ocurrido anualmente en promedio 6,616 incendios forestales, con una superficie afectada promedio por año de 222,481 hectáreas (alrededor de 34 hectáreas por incendio). Durante el periodo 1995-2000, las condiciones climáticas favorecieron la ocurrencia y propagación de incendios forestales. El año de 1998 fue la peor temporada de incendios forestales en la historia del país, ya que se presentaron 14,445 incendios, afectándose 849,632 hectáreas, lo que significa un importante incremento con respecto a los promedios históricos, tanto en el número de incendios como en la superficie afectada (SEMARNAP, 2000).

En la Ciudad de México se registraron temperaturas cercanas a los 35°C en el mes de febrero de 1998. Para el Distrito Federal en ese mismo año, la Dirección General Forestal reportó 1,932 incendios que afectaron 5,735 ha. principalmente pastizales, vegetación herbácea y arbustos (SEMARNAP, 2000).

En la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel (REPSA) el fuego ha sido reconocido como una perturbación que se ha incrementado en los últimos años, cuyos efectos sobre la biota requieren ser evaluados (Castillo *et al.*, 2004). Según Martínez-Orea (2001) el fuego reduce significativamente la riqueza y abundancia del banco de semillas. En este contexto resulta esencial la existencia de un aporte continuo de frutos y semillas como fuente de regeneración de las especies después de ocurrido un disturbio, sobre todo para aquellas especies cuyo rebrote requiere condiciones muy particulares.

En general se han realizado pocos trabajos que examinen la dinámica de la lluvia de semillas después de un incendio, y debido a la grave degradación ecológica causada por actividades antropogénicas, resulta de suma importancia realizar estudios que permitan evaluar el efecto del fuego sobre la dinámica de la comunidad ya que la disponibilidad de propágulos permitirá la recuperación de la cobertura vegetal y el mantenimiento de la diversidad.

II. OBJETIVOS E HIPÓTESIS

2.1. Objetivo general

Determinar la importancia de la lluvia de semillas en la disponibilidad de propágulos de las especies vegetales después de un disturbio por fuego en la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel (REPSA), México, D.F.

2.2. Objetivos particulares

1. Describir la composición y abundancia de especies en la lluvia de semillas en sitios quemados y en sitios no quemados.
2. Describir la variación temporal de las especies registradas en la lluvia de semillas en sitios quemados y en sitios no quemados.
3. Caracterizar las diásporas de acuerdo a su síndrome de dispersión.

2.3. Hipótesis

Considerando que las perturbaciones en las comunidades vegetales son factores que afectan su estructura y dinámica y que pueden crear condiciones que pueden favorecer a ciertas especies así como desfavorecer a otras, podemos suponer que para el caso de las áreas perturbadas por incendios, donde se ha eliminado o disminuido la cobertura vegetal, la lluvia de semillas presentará una mayor composición y abundancia que en las áreas no afectadas por esta perturbación.

III. METODOS

3.1. Zona de estudio

El "Pedregal de San Ángel", se originó con la erupción del volcán Xitle y conos adyacentes, tiene aproximadamente 2,000 años de edad (Martín del Pozzo, 1995), su extensión original cubrió 80 km², (Rzedowski, 1954; Carrillo-Trueba, 1995). Como resultado de la sucesión se desarrolló un mosaico de comunidades vegetales en las que el matorral xerófilo fue el mejor representado. La Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel actualmente tiene una extensión de 237.3 ha (UNAM, 2005), y se encuentra localizada dentro del campus de la Universidad Nacional Autónoma de México, (figura 1).

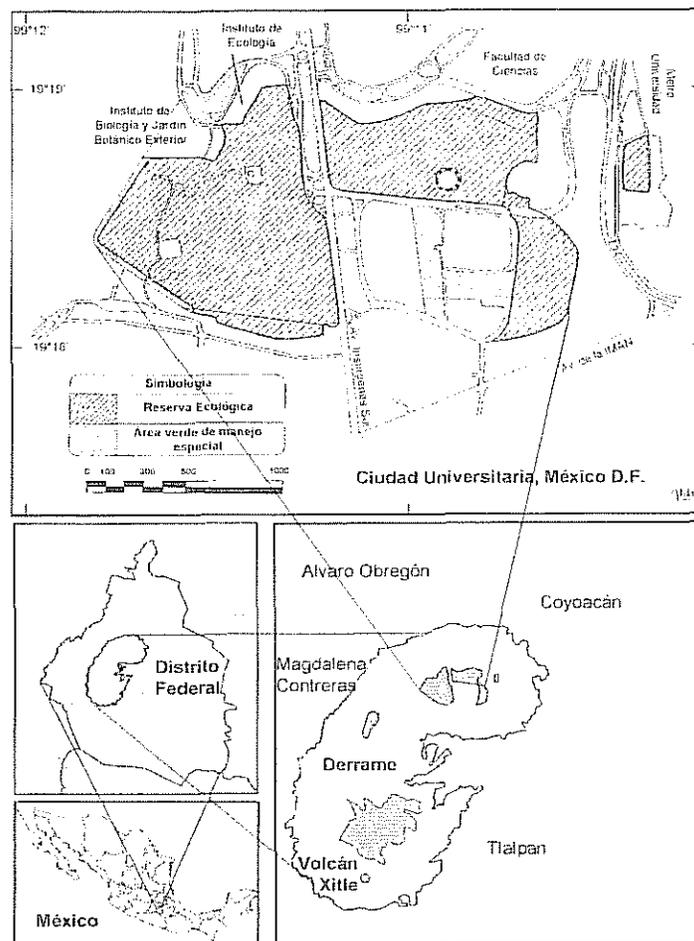


Figura 1.- Localización de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel (Sarukán, 1997, modificado por Aldi de Oyarzábal). (a) Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel; (b) Reserva Ecológica Lomas del seminario; (c) predio "Los Encinos".

3.2. Clima

La REPSA presenta un clima templado subhúmedo, con régimen de lluvias en verano Cb(w1)(w), según el sistema modificado de clasificación climática de Köppen (García, 1964), datos del observatorio de Ciudad Universitaria reportan que del período comprendido de 1963 al 2003 la temperatura media anual ha sido de 15.7°C y la precipitación promedio anual de 838.2 mm con variaciones que van de los 609.6 mm (1982) a 1,124.7 mm (1976) (Gómez *et. al.*, 2004).

El sitio presenta una estacionalidad muy marcada con un período húmedo ó lluvioso (mayo-octubre) y otro seco (noviembre-abril) (figura 2).

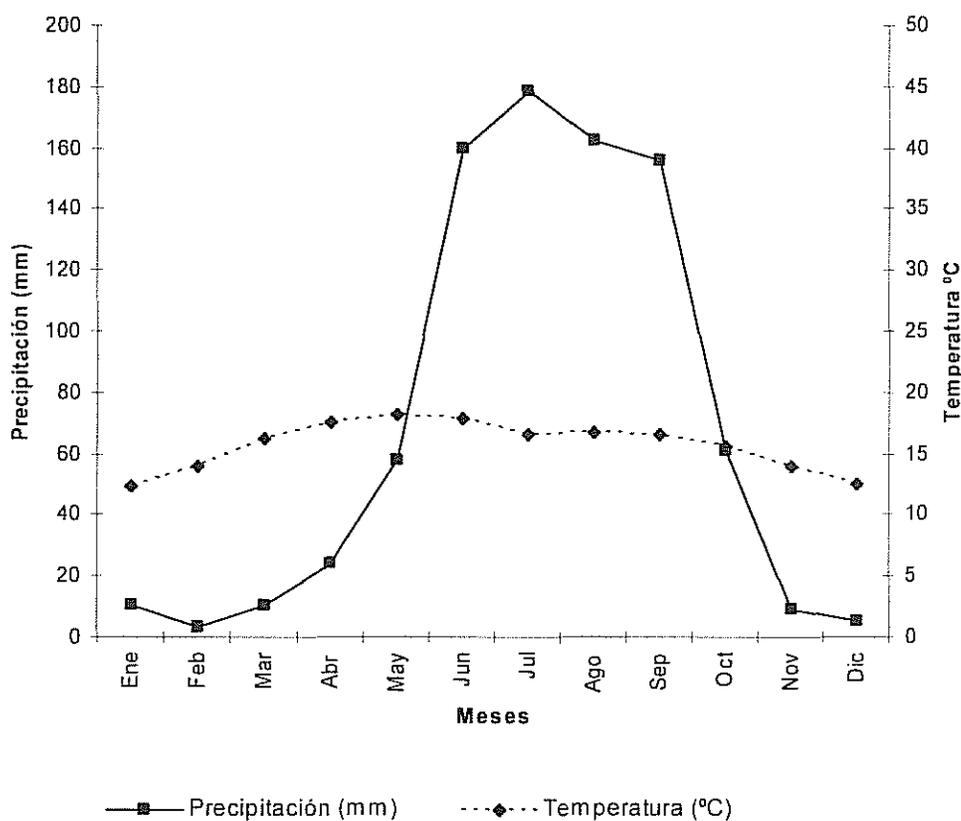


Figura 2.- Climograma de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel (1963-2003)

3.3. Topografía

La topografía es en general accidentada consecuencia de la superposición de derrames volcánicos que cambiaron notablemente el paisaje fisiográfico original; formando un mosaico microambiental conformado por grietas, montículos rocosos, hondonadas, hoyos, planchas, etc., que constituyen actualmente una superficie topográficamente muy heterogénea (Cano-Santana, 1994; Carrillo-Trueba, 1995).

3.4. Suelos

Son principalmente de origen eólico y orgánico. Su espesor generalmente no sobrepasa unos pocos centímetros, pero las distintas partes del pedregal pueden presentar diferencias al respecto (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 $0.00235 \text{ cm año}^{-1}$ (Cano-Santana y Meave, 1996; Santibáñez-Andrade, 2004). El suelo es clasificado como litosol (Hernández, 1984) y se acumula en la gran variedad de microambientes. Se caracteriza por tener poca capacidad para la retención del agua (Rzedowski, 1954), su textura es arenosa-limosa, y es moderadamente ácido, con una elevada cantidad de materia orgánica; abundan el potasio y calcio y son escasos el nitrógeno y el fósforo aprovechables (Mooser, 1962; Martínez-Mateos, 2001).

3.5. Vegetación

En la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel se encuentra establecido un fragmento de matorral xerófilo cuya heterogeneidad y composición florística son de singular importancia.

La vegetación está constituida predominantemente por un estrato herbáceo bien desarrollado, un arbustivo ligeramente menos importante y pocos elementos arbóreos (Rzedowski, 1954, Castillo *et al.*, 2004).

La riqueza florística de la reserva esta constituida por 74 familias, 193 géneros y alrededor de 337 especies, de las cuales 22 pertenecen a la clase Pteridophyta, 249 a Magnoliopsida y 66 a Liliopsida. De las 74 familias las que tienen mayor número de especies son la Asteraceae con 74, Poaceae con 23, Fabaceae con 22 y Euphorbiaceae con 13 (Castillo *et al.*, 2004).

3.6. Selección de los sitios de trabajo

Dentro de la parte de la reserva localizada detrás del jardín botánico, se seleccionaron cuatro sitios de trabajo, dos sitios que fueron quemados por incendios ocurridos en el mes de marzo de 1998 y dos sitios no quemados.

En cada uno de los sitios se delimitó un cuadro de 50 m X 50 m, cada uno fue dividido en 16 cuadros de 12.5 m X 12.5 m. En el centro de cada uno se colocó una trampa para la colecta de la lluvia de semillas. Un año después de la quema, a partir del 15 de junio de 1999 hasta el 29 de mayo del 2000 se realizaron colectas quincenales del material depositado en las trampas.

Las trampas se construyeron con alambre galvanizado como soporte y tela tergalina, con superficie de captura de 0.16 m² (0.40 m x 0.40 m) en su base y 0.24 m² (0.60 m x 0.40 m) de altura (figura 3).



Figura 3.- Trampa tipo malla barrera, utilizada en el estudio de lluvia de semillas en la REPSA, México, D.F.

Las diásporas colectadas fueron separadas de restos vegetales por medio de tamices con diferentes aberturas. Posteriormente fueron determinadas taxonómicamente y cuantificadas. Para lo anterior se utilizó microscopio estereoscópico, ejemplares de herbario, referencias bibliográficas, así como el Manual de Diásporas del Pedregal de San Ángel (Castillo *et. al.*, 2002).

Las diásporas se caracterizaron de acuerdo a su forma de crecimiento, ciclo de vida y síndrome de dispersión, incluyendo la clasificación de Dansereau y Lems (1957) para caracterizar a las diásporas por la presencia de estructuras propias para su dispersión y la de Van der Pijl (1982) para incluir su probable vector de dispersión (apéndice 3).

3.7. Análisis de los datos

La composición de especies entre sitios y épocas se comparó mediante el índice de similitud de Sorensen que se calculó con la siguiente fórmula (Magurran, 1988):

$$S = 2C/a + b$$

Donde: C= número de especies compartidas entre sitios

a= número de especies en un sitio y

b= número de especies en el otro sitio

Se calculó la diversidad de especies de cada sitio por medio del índice de Shannon-Wiener que se calculó mediante la siguiente fórmula (Magurran, 1988):

$$H' = \sum p_i \ln p_i$$

Donde: p_i = corresponde a la proporción de individuos encontrada en la i ésima especie y se estima: n_i/N :

Donde: n_i = número de individuos de cada especie

N = es la suma de individuos de todas las especies

Se compararon los valores de H' de todos los sitios entre sí con pruebas de t (Hutcheson, 1970 en Magurran, 1988) para encontrar si existen diferencias estadísticamente significativas entre ellos.

Se calculó el índice de dominancia Berger-Parker para cada sitio de estudio mediante la siguiente ecuación (Magurran, 1988):

$$d = N \max / N$$

Donde: $N \max$ = número de individuos de la especie más abundante

N = número total de individuos en cada sitio

Se realizó una prueba de ANOVA, prueba de F de dos vías (Zar, 1999), datos transformados para encontrar si la época (lluvias y secas) y el tipo de sitio (quemado y no quemado), tuvieron efecto significativo sobre la abundancia y la riqueza de la lluvia de semillas (STATISTICA Versión 5.0).

IV. RESULTADOS

4.1. Abundancia de diásporas

El número total de diásporas (frutos y semillas) de todos los sitios que se registró a lo largo de un año de estudio fue de 334,073. Para los sitios quemados el número de diásporas fue de 233,686 (70%), en los sitios no quemados fue de 100,387 (30%). La densidad de diásporas por m² fue de 45,644 para los sitios quemados y de 19,606 para los no quemados.

Con respecto a la abundancia de diásporas por épocas del año tenemos que, para la época de lluvias se registraron 29,400 (9%), en tanto que para la época de secas se obtuvo un total de 304,673 (91%) diásporas.

De las 29,400 diásporas obtenidas en la época de lluvias, 14,443 (49%) correspondieron a los sitios quemados y 14,957 (51%) a los sitios no quemados. En tanto para la época de secas, de las 304,673 diásporas, 219,243 (72%) fueron registradas en los sitios quemados y 85,430 (28%) en los sitios no quemados (figura 4).

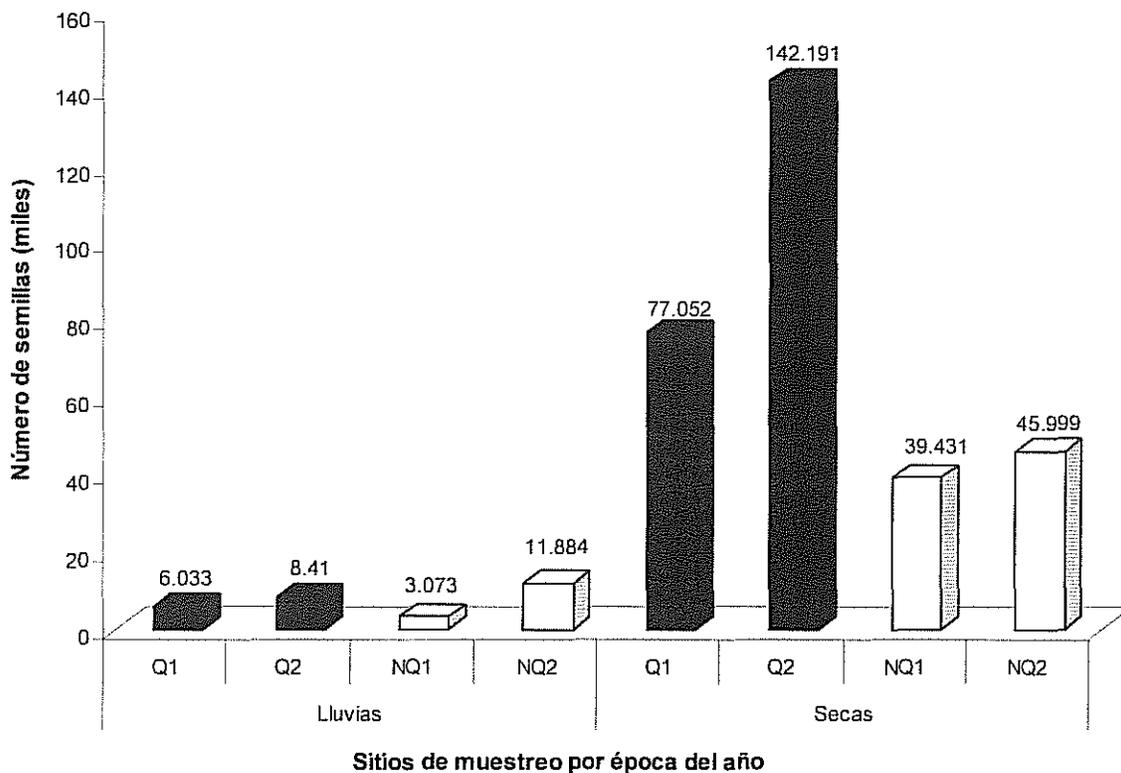


Figura 4.- Abundancia de diásporas en sitios quemados (Q1, Q2) y no quemados (NQ1, NQ2) por época (lluvias y secas).

Del total de diásporas registradas en la lluvia de semillas (334,073) el 58% fue aportado por *Buddleia cordata*, el 16% por *Muhlenbergia robusta*, el 7% por *Eupatorium pichinchense*, 3% por *Wigandia urens*, otro 3% por *Gnaphalium americanum* y por último el 13% restante fue aportado por las especies y morfoespecies con abundancias muy pequeñas (figura 5).

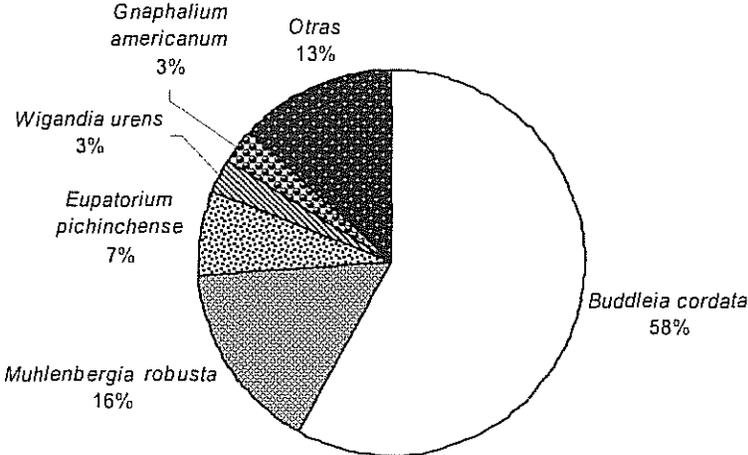


Figura 5.- Abundancia total de diásporas por especies.

La presencia de diásporas más abundantes en sitios quemados (Q1, Q2) corresponden a las siguientes especies: *Buddleia cordata* (62%), *Muhlenbergia robusta* (17%), *Wigandia urens* (5%), y *Gnaphalium americanum* (4%). Mientras que para los sitios no quemados (NQ1, NQ2) las diásporas más abundantes corresponden a las siguientes especies: *Buddleia cordata* (47%), *Eupatorium pichinchense* (20%), *Muhlenbergia robusta* (14%), *Begonia gracilis* (4%) y *Wigandia urens* (3%). (figura 6).

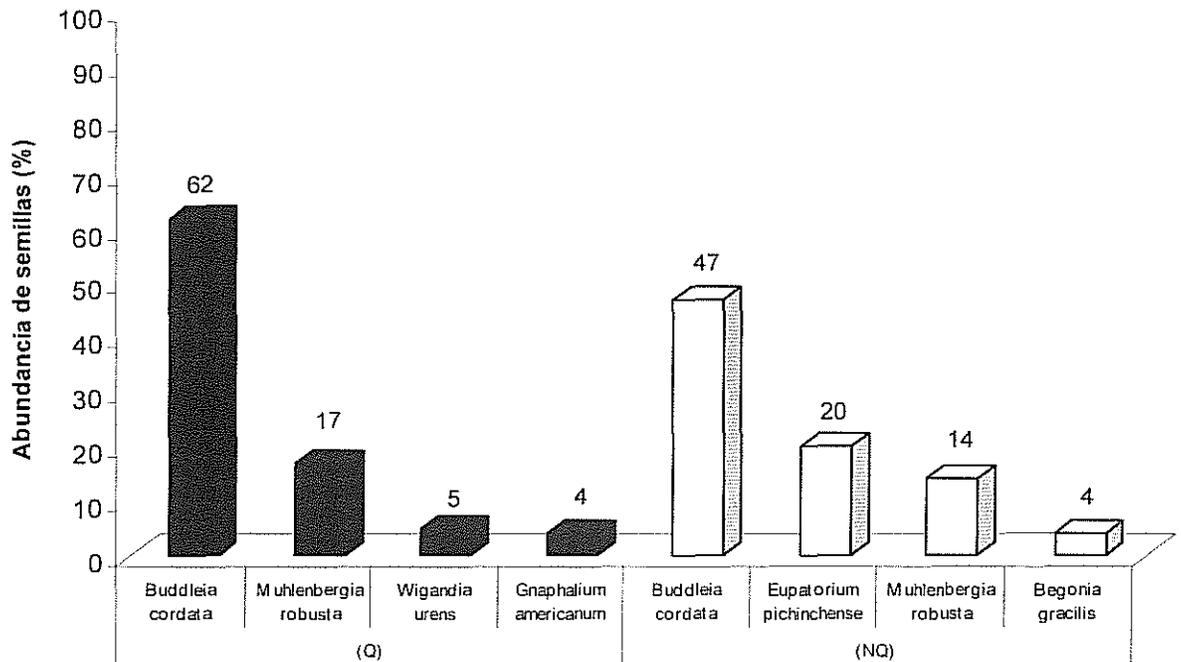


Figura 6.- Abundancia de diásporas por especies en sitios quemados (Q) y no quemados (NQ).

En la figura 7a y b se observa que los cambios estacionales son muy importantes en el aporte de diásporas, ya que de junio a diciembre se aprecia que el aporte fue menor a 10,000, en tanto que el mayor aporte se registró de enero a marzo con más de 89,342 diásporas.

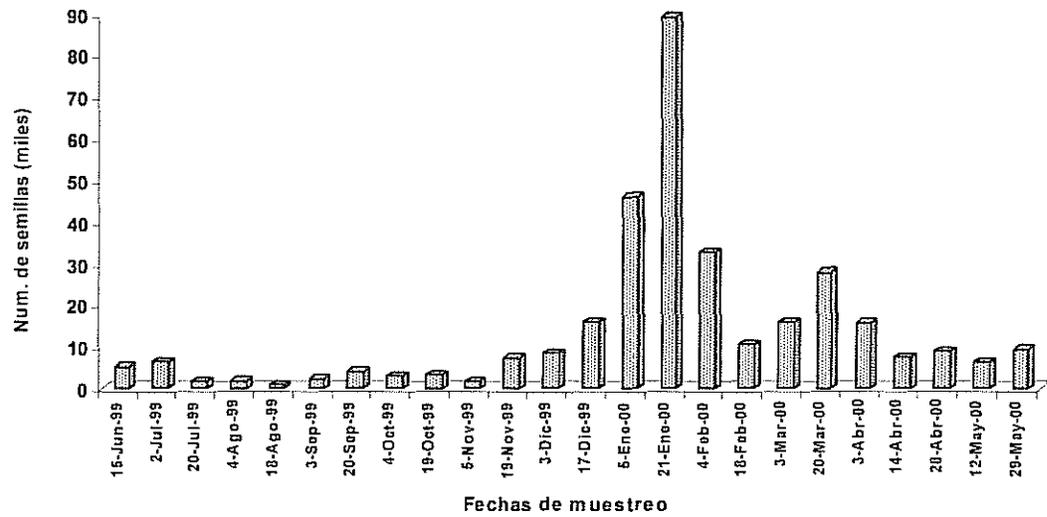


Figura 7a.- Abundancia total de diásporas por fecha de muestreo

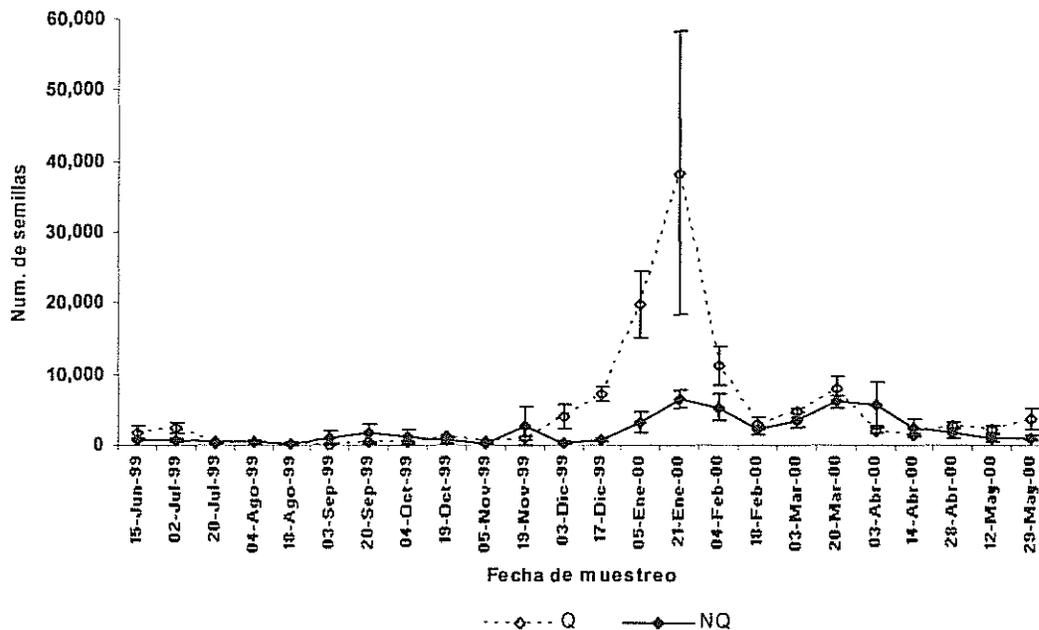


Figura 7b.- Abundancia promedio de diásporas registrada en sitios quemados (Q) y no quemados (NQ) por fecha de muestreo.

4.2. Riqueza de diásporas

Se obtuvieron un total de 114 especies y morfoespecies, que pertenecen a 42 familias. De este total 85 (74%) se determinaron a nivel de especie, 11 (10%) a género y 12 a familia (11%). Las 6 morfoespecies restantes (5%) no se lograron identificar (figura 8).

En los sitios quemados se registraron un total de 100 morfoespecies, que se incluyen en 34 familias, 78 (78%) se determinaron a nivel de especie, 9 (9%) a género y 8 a familia (8%). Las 5 morfoespecies restantes (5%) no se lograron identificar (figura 8).

Para los sitios no quemados se registraron 89 morfoespecies de 35 familias, 69 (78%) se determinaron a nivel de especie, 8 (9%) a género y 9 a familia (10%). Las 3 morfoespecies restantes (3%) no se lograron identificar (figura 8).

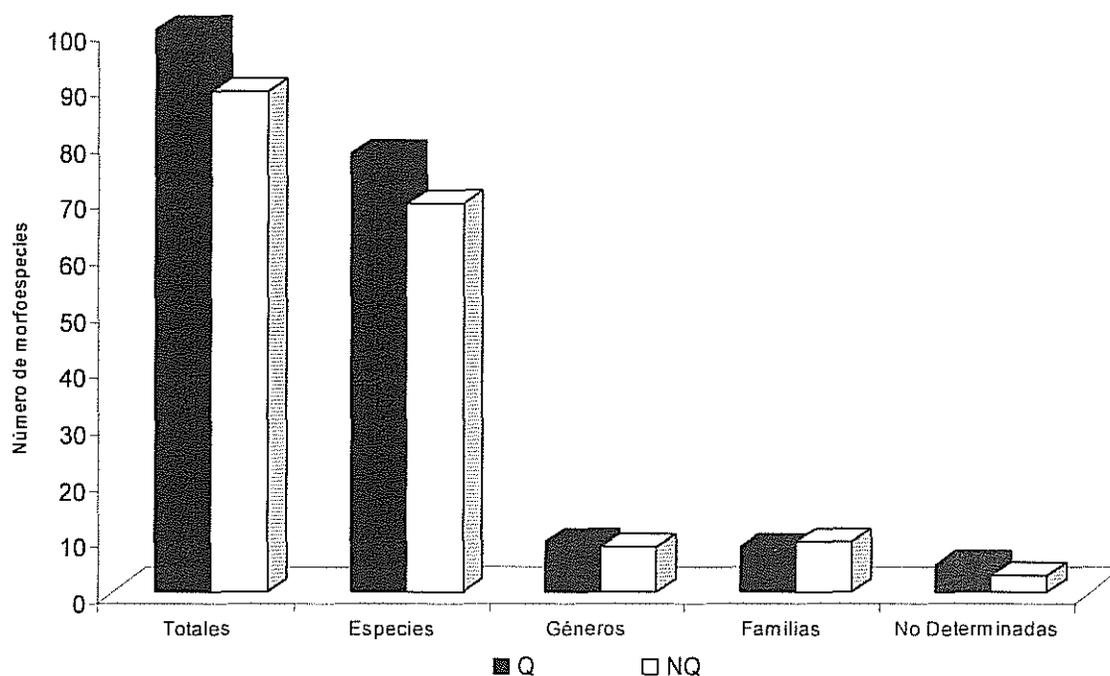


Figura 8.- Riqueza de especies y morfoespecies registrada en sitios quemados (Q) y no quemados (NQ)

La familia más distintiva en los sitios quemados fue la Asteraceae representada por 22 especies y 2 géneros, seguida por la familia Poaceae con 11 especies y 2 géneros, la Euphorbiaceae con 4 especies, la Fabaceae con 3 especies y 1 género (figura 8, apéndice 3).

En cuanto a la riqueza obtenida en los sitios no quemados, las familias que más destacan por el número de especies y géneros registrados es la familia Asteraceae con 19 especies y 1 género, seguida por la Poaceae con 10 especies y 2 géneros, las familias Euphorbiaceae y Fabaceae con 3 especies, las familias Cyperaceae y Rubiaceae con 2 especies y 1 género (figura 9, apéndice 3).

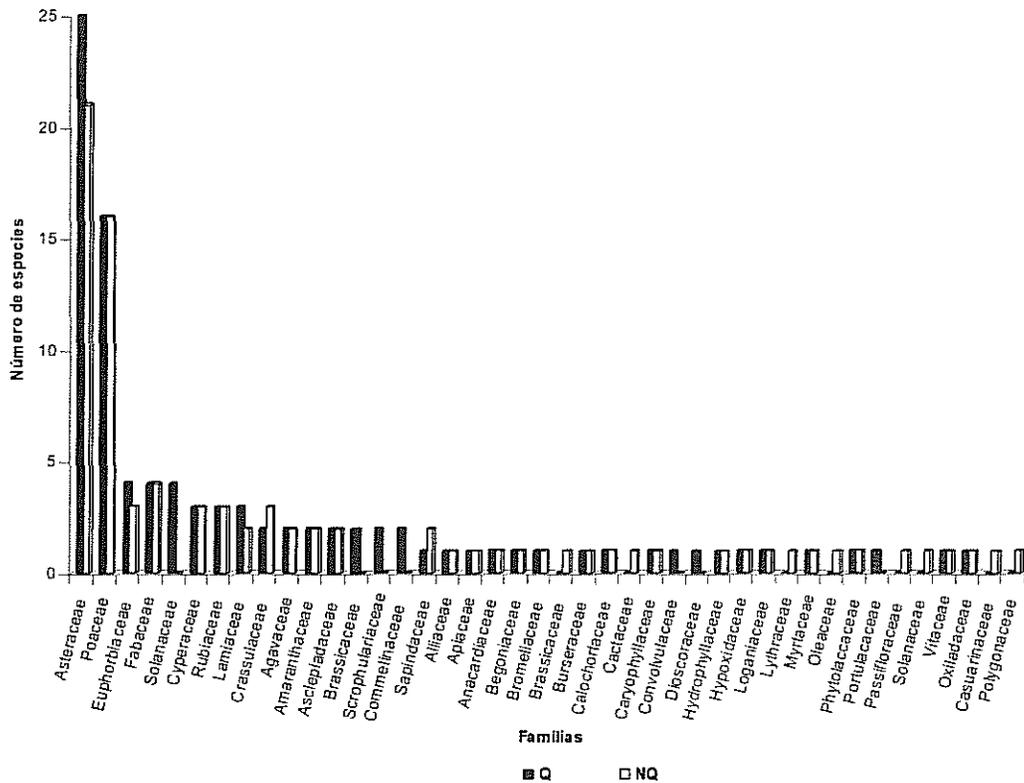


Figura 9.-Número de especies y morfoespecies por familia registradas en sitios quemados (Q) y no quemados (NQ).

En cuanto a la riqueza y abundancia de especies y morfoespecies obtenida en los sitios quemados durante la temporada de lluvias tenemos un total de 74 que representan el 74% del total registrado para los sitios quemados. Las especies más representativas por su abundancia fueron en orden de importancia *Wigandia urens* (4,873 diásporas), *Muhlenbergia robusta* (2,377 diásporas), *Verbesina virgata* (1,450 diásporas) y *Rhynchelitrum repens* (930 diásporas), y *Drymaria laxiflora* (725), la abundancia de estas 5 especies representa un poco más del 71% del total obtenido para este sitio y temporada (14,443 diásporas).

Para la temporada de secas en los sitios quemados tenemos un registro de 79 especies y morfoespecies que representan el 79% del total registrado en estos sitios. Las especies más representativas por su abundancia fueron en orden de importancia *Buddleia cordata* (145,654 diásporas), *Muhlenbergia robusta* (37,444), *Gnaphalium americanum* (8,360 diásporas), *Wigandia urens* (6,316) e *Iresine difusa* (4,731) la abundancia de estas 5 especies representa el 92% del total obtenido para este sitio y temporada (219,243 diásporas).

Por lo que se refiere a la riqueza y abundancia obtenida en los sitios no quemados en la temporada de lluvias tenemos un registro de 63, entre especies y morfoespecies, que representan el 71% del total obtenido en este sitio, las especies más distintivas por su abundancia fueron en orden de importancia *Muhlenbergia robusta* (4,802 diásporas), *Begonia gracilis* (3,782 diásporas), *Conyza canadensis* (2,351 diásporas) y *Verbesina virgata* (835 diásporas) y *Cyperus* sp. (693), la abundancia de estas 5 especies representa el 83% del total obtenido para este sitio y temporada (14,957 diásporas).

En la temporada de secas en los sitios no quemados tenemos un registro de 74 especies y morfoespecies que representan el 83% del total registrado en estos sitios, las especies más representativas por su abundancia fueron en orden de importancia *Buddleia cordata* (47,445 diásporas), *Eupatorium pichinchense* (19,494 diásporas), *Muhlenbergia robusta* (9,691 diásporas), Crassulaceae 2 (2,551 diásporas) y *Echeveria gibbiflora* (2,108 diásporas), la abundancia de estas 4 especies representa el 95% del total obtenido para este sitio y temporada (85,430 diásporas).

4.3. ANOVA

En cuanto a la abundancia de diásporas la prueba ANOVA detectó diferencias significativas sólo por la temporada y no por el factor fuego ni por la interacción entre sitio y temporada (cuadro 1, figura 10).

Cuadro 1.- Análisis de Varianza para la abundancia de diásporas en la lluvia de semillas en lluvias y secas, sitios quemados y no quemados en la REPSA (*p<0.05)

Efecto	g.l efecto	F	p	g.l error
Temporada (1)	1	16.1342	0.000101575	124
Sitio (2)	1	3.7833	0.054028574	124
1x2	1	3.84192	0.052228935	124

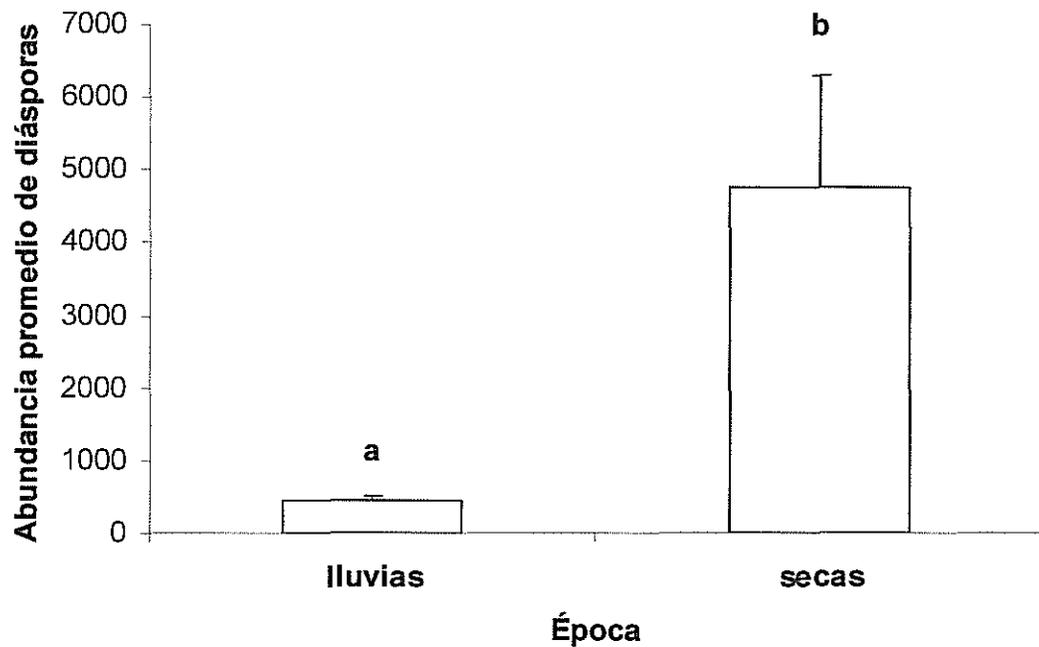


Figura 10.-Resultados de la prueba de Tukey para la abundancia (+ E.E.) de diásporas de la lluvia de semillas.

Por lo que respecta a la riqueza de diásporas la prueba ANOVA detectó diferencias significativas por la temporada y por el factor fuego, no así por la interacción entre sitio y temporada (cuadro 2, figura 11).

Cuadro 2.- Análisis de Varianza para la riqueza de diásporas en la lluvia de semillas en lluvias y secas, sitios quemados y no quemados en la REPSA (*p<0.05)

Efecto	g.l efecto	F	p	g.l error
Temporada (1)	1	106.3924	2.17431E-18	124
Sitio (2)	1	33.3542	5.8196E-08	124
1x2	1	2.1335	0.146631	124

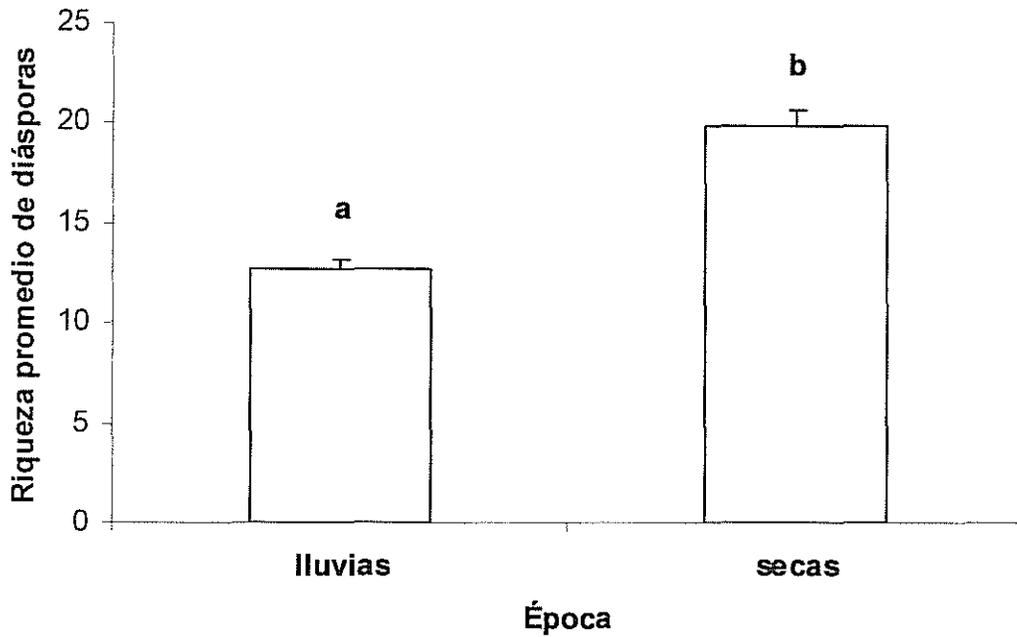


Figura 11.-Resultados de la prueba de Tukey para la riqueza (+ E.E.) de diásporas de la lluvia de semillas.

La prueba de Tukey para la riqueza entre sitios nos muestra que los sitios quemados tuvieron un mayor número promedio de especies que los sitios no quemados (figura 12).

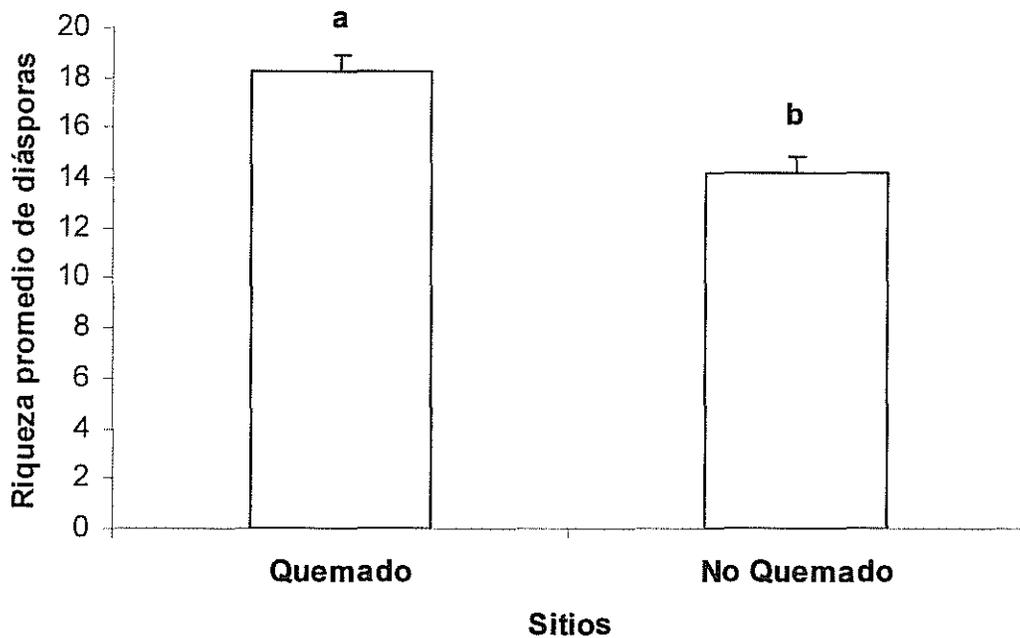


Figura 12.-Resultados de la prueba de Tukey para la riqueza (+ E.E.) de diásporas de la lluvia de semillas.

4.4. Ciclo de vida

Por lo que corresponde al ciclo de vida de las 114 especies y morfoespecies registradas en la lluvia de semillas de la REPSA, tenemos que 71 corresponden a especies perennes, de las cuales 64 se registraron en sitios quemados y 58 en no quemados. Para las especies anuales se registró un total de 24, representadas 22 en sitios quemados y 18 en no quemados. A 19 morfoespecies no se les pudo asignar un ciclo de vida (figura 13, apéndice 3).

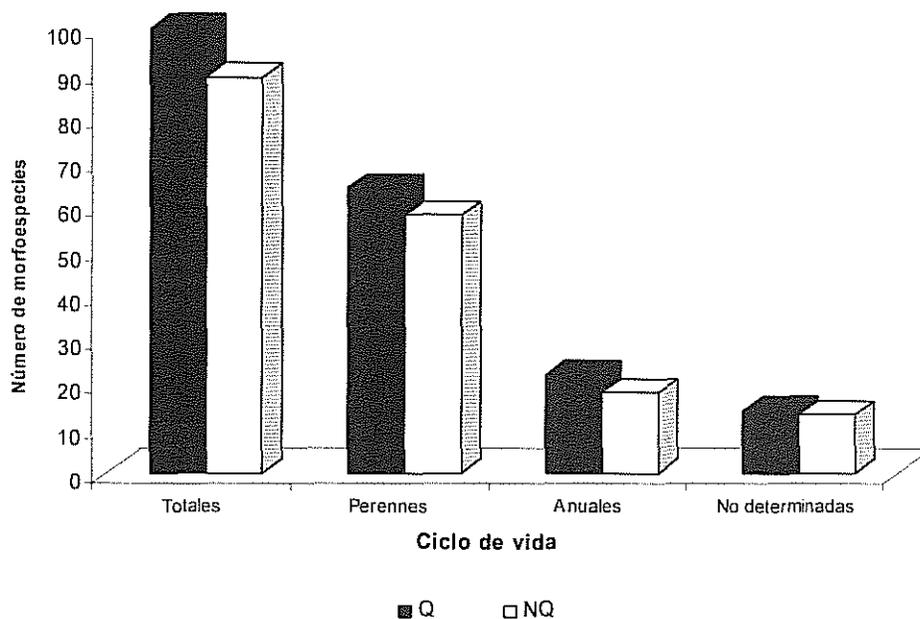


Figura 12.- Ciclo de vida de especies y morfoespecies en sitios quemados (Q) y no quemados (NQ).

4.5. Similitud

El índice de similitud de Sørensen obtenido indica que todos los sitios compartieron alrededor del 70% de las especies, los sitios que más especies compartieron fueron los quemados (Q1 y Q2) (80%), y los sitios que presentaron el menor valor de similitud fueron los correspondientes a la comparación realizada entre un sitio quemado (Q2) y uno no quemado (NQ1) (71%) (cuadro 3).

Cuadro 3.- Índice de similitud entre sitios quemados (Q1, Q2) y no quemados (NQ1, NQ2).

Sitios	Q1	Q2	NQ1	NQ2
Q1	1	0.80	0.73	0.73
Q2		1	0.71	0.72
NQ1			1	0.73
NQ2				1

En la temporada de lluvias los sitios quemados compartieron 75% de sus especies, porcentaje similar al correspondiente entre sitios no quemados 74%. El valor más bajo fue el obtenido al comparar un sitio quemado con uno no quemado (58%) (cuadro 4).

Cuadro 4.- Índice de similitud entre sitios quemados (Q1, Q2) y no quemados (NQ1, NQ2) en la época de lluvias.

Sitios	Q1	Q2	NQ1	NQ2
Q1	1	0.75	0.67	0.61
Q2		1	0.62	0.58
NQ1			1	0.74
NQ2				1

La comparación del índice de similitud realizada en temporada de secas muestra que en general los sitios quemados se parecen más en su composición (74%) que los sitios no quemados (65%) (cuadro 5).

Cuadro 5.- Índice de similitud entre sitios quemados (Q1, Q2) y no quemados (NQ1, NQ2) durante la época de secas.

Sitios	Q1	Q2	NQ1	NQ2
Q1	1	0.74	0.70	0.72
Q2		1	0.69	0.68
NQ1			1	0.65
NQ2				1

La comparación del índice de similitud realizada entre todos los sitios de muestreo en ambas temporadas, arrojó que los sitios quemados en la época de lluvias se parecen más en su composición (75%), que al comparar un sitio no quemado en época de lluvias con uno quemado en época de secas (54%).

4.6. Diversidad y Dominancia

El índice de diversidad de Shannon-Wiener fue ligeramente mayor en los sitios no quemados (NQ1, NQ2) que en los quemados (Q1, Q2), el mayor índice de dominancia se presentó en el sitio quemado (Q2) y el menor en el no quemado (NQ1) (cuadro 6).

Cuadro 6.- Índice de diversidad de Shannon-Wiener e índice de dominancia de Berger Parker de sitios quemados (Q1, Q2) y no quemados (NQ1, NQ2).

Sitios	H'	Índice de Dominancia
Q1	1.52	0.43
Q2	1.03	0.79
NQ1	1.59	0.41
NQ2	1.55	0.56

Con base en los valores del índice de diversidad de Shannon-Wiener, se observó que en la temporada de lluvias hubo una mayor diversidad que en la temporada de secas, en cuanto a los valores del índice de dominancia de Berger-Parker tenemos que todos los sitios presentaron un valor mayor en la temporada de secas que en la de lluvias (cuadro 7).

Cuadro 7.- Índice de diversidad de Shannon-Wiener e índice de dominancia de Berger Parker para los sitios quemados (Q1, Q2) y no quemados (NQ1, NQ2) en la temporada de lluvias y secas

Sitios	Temporadas	H'	Índice de Dominancia
Q1	LLUVIAS	2.22	0.38
	SECAS	1.37	0.46
Q2	LLUVIAS	1.85	0.54
	SECAS	0.86	0.83
NQ1	LLUVIAS	2.32	0.30
	SECAS	1.38	0.44
NQ2	LLUVIAS	1.71	0.33
	SECAS	1.11	0.70

4.7. Síndromes de dispersión

Con base en la clasificación de síndromes de dispersión de Danserau y Lems (1957) 23 especies (19%) son esporócoras, 20 (18%) esclerócoras, 19 (17%) pogonócoras, 9 (8%) barócoras, 9 (8%) sarcócoras, 8 (7%) sacócoras, 7 (6%) pterócoras, 5 (4%) acantócoras, 3 (3%) ascócoras, 1 (1%) ixócoras, y por último 10 (9%) morfoespecies a las que no se les asignó ningún síndrome (figura 14).

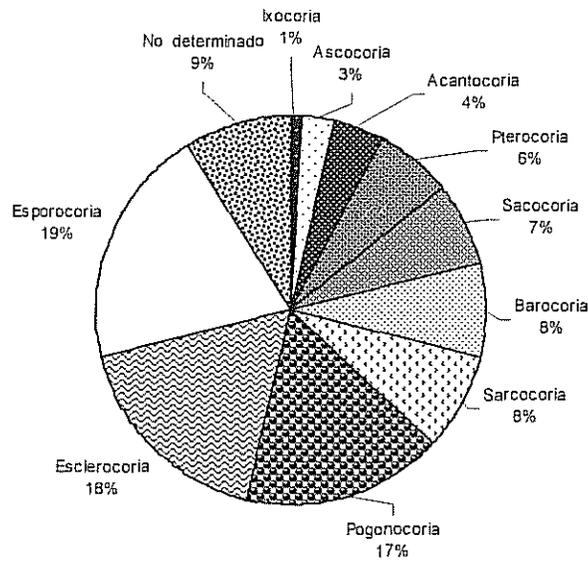


Figura 14.- Síndromes de dispersión en sitios quemados (Q) y no quemados (NQ) de acuerdo a la clasificación de Danserau y Lems (1957).

Los síndromes de dispersión que se presentaron con mayor frecuencia en las especies y morfoespecies registradas tanto en sitios quemados como no quemados son muy similares y correspondieron a la esporocoria, la esclerocoria y la pogonocoria, estos 3 síndromes principales presentan un valor ligeramente mayor en la época de secas, los demás síndromes de dispersión están presentes en menor número (figura 15).

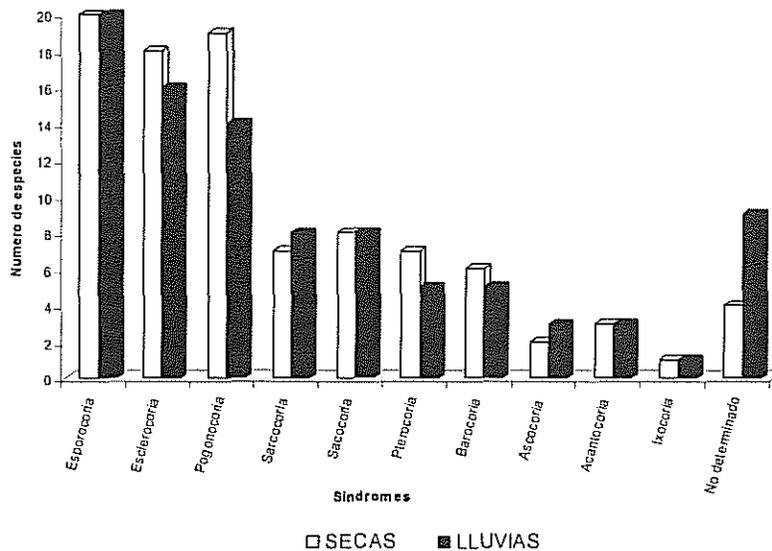


Figura 15.- Número de especies y síndromes de dispersión en la época de lluvias y secas.

Con base en la clasificación de Van der Pijl (1972), de las 114 especies y morfoespecies registradas en la lluvia de semillas de la REPSA, 72 (63%) presentaron el síndrome de dispersión denominado anemocoria, 17 (15%) barocoria, 15 (13%) zoocoria, y por último 10 (9%) morfoespecies se clasificaron como otras (figura 16)

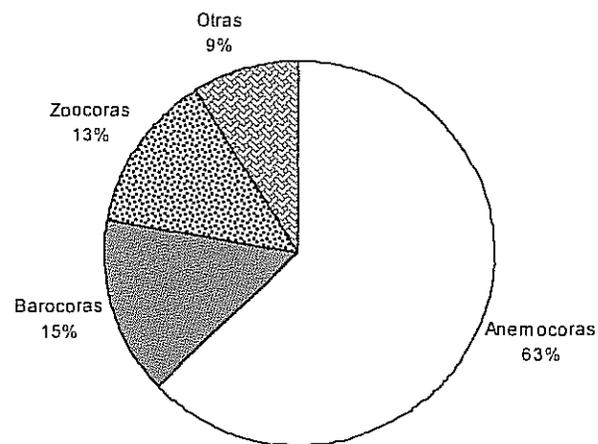


Figura 16.- Síndromes de dispersión en sitios quemados (Q) y no quemados (NQ), de acuerdo a la clasificación de Van der Pijl (1972).

V DISCUSIÓN

5.1. Abundancia y riqueza de diásporas

La abundancia de diásporas registrada en los sitios quemados fue mayor en un 133% a aquella correspondiente a los sitios no quemados, sobre todo para la temporada de secas. Las diferencias en las abundancias de diásporas se deben a diferentes razones. En cuanto a aquella entre la temporada lluviosa y la de secas, la razón principal es que en la temporada de secas, se presenta la dispersión de frutos y semillas para la mayoría de las especies en la REPSA. De acuerdo con Meave *et al.*, (1994) *Muhlenbergia robusta* presenta frutos seniles en los meses de noviembre a junio y *Buddleia cordata* de noviembre a mayo, la presencia de frutos seniles está relacionada con el momento en que ocurre la dispersión de las diásporas. *Buddleia cordata*, *Muhlenbergia robusta*, *Eupatorium pichinchense*, *Wigandia urens* y *Gnaphallium americanum* fueron las especies más abundantes en la lluvia de semillas registradas en el presente estudio (apéndice 3). Otras especies cuyas diásporas es posible encontrar en algunos meses correspondientes a la temporada de secas, de acuerdo con los autores mencionados y con los resultados encontrados en el presente trabajo son: *Echeveria gibbiflora*, *Senecio praecox*, *Tagetes lunulata*, *Verbesina virgata* y *Rhynchelitrum repens*. César-García (2002) menciona que en la REPSA, la dispersión de semillas y frutos se ve favorecida por la incidencia de vientos fuertes y por una baja cobertura vegetal. La temporada de vientos coincide con la estación de sequía, lo cuál también explica los mayores valores de abundancia de diásporas registrados para la estación mencionada tanto en sitios quemados como en sitios no quemados. Además, se debe considerar que en los sitios quemados las condiciones de vientos fuertes y baja cobertura vegetal se pudieron haber presentado con mayor intensidad que en los no quemados debido a la pérdida de la cobertura vegetal resultante de la combustión de los estratos de vegetación; autores como Medina y Silva (1990) han reportado que el fuego modifica o regula la biomasa vegetal en algunos ambientes.

En este sentido y en la presente zona de estudio, Martínez-Mateos (2001), reportó valores promedio de 12% de la cobertura vegetal dos semanas después de un incendio, ante esto concluyó que la recuperación importante de la vegetación ocurre hacia finales de la temporada de lluvias, cuando alcanzó valores promedio de 85%. Un año después del incendio los valores de cobertura vegetal mostraron un incremento del 35% con respecto a

aquellos presentes justo después del incendio. Debido a lo anterior, podemos mencionar que existe una relación entre variables como la menor cobertura vegetal resultante del incendio, la presencia de fuertes vientos y la mayor abundancia de diásporas dispersadas en la temporada de secas dada por la fenología de las especies. Estos resultados coinciden con lo reportado con Whelan (1995) quién observó que estas mismas condiciones favorecen la dispersión de diásporas a mayores distancias. Para otros sistemas semi-áridos con clima templado Li *et al.*, (2005) reportaron que durante la temporada de sequía, que comprende de finales del mes de Octubre a Mayo, la presencia de fuertes vientos favorece la mayor dispersión de diásporas de las familias Asteraceae y Poaceae.

Otros autores han considerado que después del fuego, los niveles de floración se incrementan en algunas especies (Gill, 1981 b), lo que podría llevar a una mayor producción de frutos y semillas, esto aunado a las condiciones anteriormente mencionadas, puede también favorecer una mayor abundancia de diásporas en los sitios quemados. Esto coincide con los resultados del análisis de varianza y prueba de Tukey que mostraron diferencias significativas por temporada en la abundancia de diásporas, la riqueza mostró diferencias significativas tanto por el tipo de sitio y por la temporada; la interacción entre ambas variables no mostró ninguna diferencia significativa.

De acuerdo con Brown y Smith (2000), las adaptaciones de las especies ante el fuego incluyen un incremento en la floración y fructificación para algunas especies herbáceas, así como la intensificación en la liberación de sus semillas. Dentro de estas especies se encuentran los pastos amacollados, los cuales, acrecientan sus coberturas después de un incendio, debido principalmente al incremento en la producción de semillas por inflorescencia (Conrad y Poulton, 1966). Vickery (2002) encontró que algunas especies de la familia Asteraceae producen más aquenios por inflorescencia en zonas quemadas que en zonas no quemadas. Cabe mencionar que el número de especies de diásporas de esta familia es mayor en los sitios quemados de esta zona de estudio, de hecho, es la familia con mayor número de especies en la REPSA (Castillo *et al.*, 2004). Sin embargo, de acuerdo con otros autores la duración en la producción de flores en algunas especies de pastos puede ser reducida ante el fuego (Glitzenstein, *et al.*, 1995). De cualquier manera, la respuesta de floración, puede variar considerablemente dependiendo de la estación en la cual ocurre el incendio y la respuesta de mayor producción de semillas por parte de las plantas necesita aún ser estudiada, además, parece ser que el efecto del fuego en la producción de semillas es altamente variable entre especies (Conrad y Poulton, 1966).

En cuanto a la abundancia de diásporas por especie, de manera general, *Buddleia cordata* fue la especie más abundante registrada en este estudio. De acuerdo con otros trabajos realizados en la REPSA, esta especie se encuentra durante todo el año en el banco de semillas del suelo (Martínez-Orea, 2001) y ha sido reportada como una especie que produce grandes cantidades de semillas año tras año, las cuales germinan en altos porcentajes después del evento de dispersión. Sin embargo esta germinación y el posterior establecimiento de las plántulas pueden verse mermados en gran manera por factores limitantes como son la escasez de agua (Vázquez-Yanes y Orozco-Segovia, 1990; Flores-Vázquez, 2004). De hecho, Flores-Vázquez (2004) reportó una mortalidad mayor al 98% en las etapas tempranas de vida de esta especie, cuyo patrón es similar al de otras especies que producen también grandes cantidades de semillas. La gran abundancia de esta especie explica su efecto en los valores del índice de dominancia de Berger-Parker, los cuales fueron mayores para un sitio quemado y para uno no quemado (cuadro 6), particularmente en la temporada de secas (cuadro 7); en estos sitios se observaron varios individuos de esta especie en pie. El tener abundancias muy altas de una o algunas especies provoca además de valores altos del índice de dominancia, que los valores del índice de diversidad sean menores; y aunque las semillas de la especie dominante en este estudio, son pequeñas, además de aladas (Castillo *et al*, 2002), podría uno suponer que se dispersan a distancias grandes por medio del viento, sin embargo también se puede considerar que gran cantidad de ellas se dispersa en las cercanías a los árboles progenitores, Li *et al.* (2005) han reportado que en un ambiente semi-árido, el 90% de las semillas de las especies arbóreas (con semillas pequeñas y ligeras) se dispersan en las cercanías (distancias no mayores a los dos metros) de la planta parental. Bullock (1989) encontró que la dispersión de diásporas de plantas arbustivas no necesariamente ocurre lejos de las plantas progenitoras. En este estudio también se detectaron otras especies, que como *Buddleia cordata*, fueron abundantes en la lluvia de semillas, aunque en menores cantidades (apéndice 3). De hecho, fue notorio que estas especies alcanzaron altos valores de abundancia, sobre todo en algunas trampas, lo cual puede deberse a que la dispersión de algunas especies puede ocurrir en agregados, más que aleatoriamente (Bullock, 1989).

5.2. Ciclo de vida

El hecho de que la mayoría de las diásporas presentes en la lluvia de semillas en ambos sitios y temporadas, sean de especies perennes (fig. 13), se relaciona precisamente con la composición florística del matorral xerófilo donde se llevo a cabo el presente estudio, en el cual se han reportado un total de 337 especies y de ellas 229 son especies perennes (Castillo *et al.*, 2004). De hecho las estrategias de las especies ante disturbios como el fuego, varían de acuerdo a su ciclo de vida. En general, aquellas especies perennes criptofitas y hemicriptofitas pierden la cobertura aérea ante un incendio y aunque tienen una producción anual de semillas, permanecen en la comunidad a través del rebrote de estructuras subterráneas tales como, bulbos cormos y raíces tuberosas, como aquellas que se presentan en algunas especies de la familia Commelinaceae , Asteraceae y Agavaceae.

5.3. Similitud

Todos los sitios compartieron arriba del 70% de las especies de acuerdo al índice de similitud de Sørensen (cuadros 3, 4 y 5). Se ha reportado que para pastizales los bancos de semillas, que son resultado de la dispersión de diásporas que se incorporan al suelo, la similitud de especies entre sitios que han sido perturbados y sitios sin perturbación, es también alta (≈ 0.79) (Luzuriaga *et al.*, 2005). En un trabajo realizado en la REPSA, Martínez-Orea (2001) encontró valores de similitud en el banco de semillas por arriba del 70% entre sitios quemados y sitios no quemados.

A pesar de las diferencias estadísticas en la riqueza de la lluvia de semillas entre sitios quemados y sitios no quemados, la composición es similar entre sitios como resultado de la producción anual de semillas y de la capacidad de dispersión de las especies en el área. En general (cuadro 3), entre sitios quemados existe una mayor similitud de especies que entre los no quemados, detectable también en las comparaciones en lluvias y secas, (cuadros 4 y 5). La mayor similitud entre sitios quemados puede deberse a que el fuego ocasiona un cambio microambiental en las condiciones a nivel del suelo como son la mayor incidencia solar y valores mayores de temperatura así como valores menores de humedad (Martínez-Mateos, 2001) los cuales favorecen a ciertas especies que se establecen en estos sitios después del fuego, mismas que dispersaron sus semillas, estas especies pueden ser diferentes a aquellas establecidas en los sitios que no se quemaron, por lo que las especies compartidas entre sitios quemados y no quemados son menores a aquellas entre sitios quemados.

5.4. Diversidad y dominancia

Los sitios quemados y no quemados mostraron valores similares de diversidad de acuerdo al índice de Shannon-Wiener. El mayor valor correspondió a un sitio no quemado, probablemente debido a que no se favorece la dispersión de diásporas con un síndrome específico, dado que la cobertura vegetal actúa como una barrera ante la dispersión (Whelan, 1995). El mayor valor de dominancia de acuerdo con el índice de Berger/Parker correspondió a un sitio quemado. Probablemente, al eliminarse la cobertura vegetal de un sitio como consecuencia del fuego, aquellas diásporas pequeñas, ligeras y de pocas especies pudieron haberse dispersado más eficientemente, sobre todo si consideramos que en estos sitios existía mayor número de árboles de *Buddleia cordata* en pie, especie cuyas diásporas fueron las más abundantes en la lluvia de semillas del presente estudio durante la temporada de secas. Este mismo sitio presentó el menor valor de diversidad, dado que con el fuego al eliminarse la cubierta vegetal se puede estar favoreciendo la dispersión de alguna especie, lo que incrementa su valor de dominancia y reduce asimismo su valor de diversidad. Debido a lo anterior, el fuego ha sido reconocido ya como una fuerza importante en la estructuración de diferentes comunidades vegetales, modificando sus valores de diversidad de especies en numerosos sistemas (Sousa, 1984) incluyendo los matorrales (Kozłowski y Ahlgren, 1974). También es evidente que para la temporada de lluvias los sitios no quemados alcanzaron los mayores valores de diversidad, dado que en esta temporada la dispersión de diásporas ocurre en un menor número de especies y los valores de abundancias entre ellos son más homogéneos, no así para la temporada de secas, cuando la mayoría de las especies en la reserva dispersa sus diásporas, y existe el efecto de algunas especies dominantes sobre todo en sitios quemados (cuadro 6).

5.5. Síndromes de dispersión

Las diásporas encontradas en la lluvia de semillas se caracterizaron por ser principalmente esporócoras, esclerócoras y pogonócoras (fig. 14) teniendo estos tres tipos de dispersión, como vector principal el viento. Estos resultados se relacionan con el estudio de César-García (2002), quien reportó que el principal vector para la dispersión de frutos y semillas en la REPSA es el viento. Otros síndromes como la ixocoria, ascocoria y acantocoria están menos representados (fig. 14). De hecho, los tipos de dispersión pueden diferir entre sitios húmedos y sitios secos (Bullock, 1995), y se ha reportado que las plantas dispersadas por

viento son comunes en los lugares secos, mientras que aquellas dispersadas por animales, que en general tienen diásporas carnosas (sarcocoria), son más abundantes en lugares húmedos (Moreno-Casasola, 1996).

De acuerdo con Willson y Traveset (2000), existe una relación entre el tamaño de la planta, su forma de crecimiento y su tipo de dispersión. Por ejemplo, las plantas herbáceas por lo general poseen semillas pequeñas, dispersadas principalmente por el viento (Howe y Smallwood, 1982). Así en la REPSA, una proporción importante de las diásporas son pequeñas (fig. 14) y la forma herbácea está bien representada en la lluvia de semillas. Al igual que las diásporas diminutas (esporocoria), las especies esclerócoras ocuparon un lugar importante, estas diásporas son también pequeñas y ligeras, un poco mayores a las esporócoras, pero no tienen claramente una estructura morfológica evidente para su dispersión (Dansereau y Lems, 1957), sin embargo, son abundantes en la REPSA y especies como *Muhlenbergia robusta* la presentan, esta fue una especie con altas abundancias registrada en la lluvia de semillas, cuyas cariopsis, presumiblemente son dispersadas por el viento.

Otro síndrome de dispersión importante en la REPSA, lo ocupó la pogonocoria (fig. 14) las especies con este tipo de dispersión muestran un papus o vilano plumoso gracias al cual pueden dispersarse con el viento, esta estructura es característica de la familia Asteraceae, la cual ocupa el primer lugar por el número de especies en este matorral xerófilo (Castillo *et al.*, 2004), esta estructura plumosa también está presente en diásporas de especies de la familia Asclepiadaceae, ambas familias fueron encontradas en la lluvia de semillas del presente estudio. De acuerdo con Burrows (1986), la presencia de estas estructuras pilosas o plumosas en las diásporas representa una adaptación de las especies para liberar sus diásporas, sobre todo en sitios soleados con poca humedad, denominada xerocasia.

En ambientes con limitación de recursos como el agua, como es el caso de los matorrales xerófilos se ha observado una elevada proporción de especies heterócoras (Chain-Guadarrama, 2005), lo que coincide con los resultados encontrados en este estudio, siendo que la esporocoria y la pogonocoria alcanzan juntas un 36%, aunado a los demás síndromes (sarcocoria, sacocoria, pterocoria, acantocoria, ascocoria e ixocoria, en orden decreciente), lo que finalmente representa aproximadamente un 65% de diásporas heterócoras, contrastando con un 26% de diásporas autócoras (esclerócoras y barócoras) (fig. 14). Precisamente la presencia de un número importante de diásporas heterócoras se ha asociado a la dispersión por viento, que en este caso resultó ser el vector más representativo

en esta comunidad con un 63% (fig. 15). Asimismo los matorrales xerófilos han sido reportados como comunidades con una diversidad importante en sus síndromes de dispersión, donde predomina una vegetación abierta y el principal vector de dispersión es el viento (Chain-Guadarrama, 2005). En comunidades donde el viento actúa como agente dispersor, se ha promovido también la presencia de diásporas pequeñas esporócoras (*Buddleia cordata*, *Gnaphalium americanum*, *Wigandia urens*), planas y delgadas ascócoras (*Manfreda scabra*), diásporas pogonócoras con apéndices plumosos como especies del género *Eupatorium*, *Gonolobus*, *Metastelma*, o aladas pterócoras como aquellas de *Verbesina virgata*. Así también debemos considerar que en esta comunidad la proporción de diásporas autócoras esclerócoras es importante, mismas que también pueden ser dispersadas por el viento, como aquellas de los géneros *Muhlenbergia* y *Setaria*.

En cuanto a especies ixócoras como *Plumbago pulchella* y acantócoras del género *Bidens* que se presentaron con bajos porcentajes en este estudio (fig. 13), se ha citado que estos tipos de dispersión se relacionan con vectores como mamíferos y aves, incluidos en la zoocoría (fig. 15), sin embargo en la REPSA la importancia de la fauna como dispersora de diásporas aún no ha sido abordada ampliamente. Ellner y Schmida (1981) reportaron también un porcentaje bajo de diásporas que se adhieren a los animales en ambientes áridos, argumentando que la baja frecuencia de especies con diásporas "adhesivas" puede ser explicada por la baja densidad de mamíferos presentes en dichos ambientes. Especies sarcócoras como *Passiflora subpeltata*, *Cissus sicyoides*, *Bursera fagaroides*, *Bursera cuneata* y diásporas suculentas del género *Solanum* y *Opuntia*, representan una fuente de alimento para algunos mamíferos que aún se encuentran en la reserva, como murciélagos, roedores, tlacuaches, cacomixtles y conejos así como algunas especies de aves, pero su papel como dispersores de estas especies está aún esperando a ser evaluado.

En sitios como las sabanas y pastizales, con limitaciones de recursos como el agua, se ha observado que la esclerocoría es un síndrome de dispersión común (López-Olmedo, 2005), el cual ocupó el segundo lugar en porcentaje de especies que lo presentaron en este estudio, tanto en sitios quemados como en no quemados. Estas diásporas no presentan adaptación morfológica externa específica para un tipo de dispersión, pero está asociada al viento, ya que son semillas por lo general pequeñas y ligeras. En este contexto, es frecuente que las especies con semillas pequeñas no muestren estructuras especializadas para la dispersión (Jurado *et al.*, 1991) y sean generalmente anemócoras, lo que se ha observado en especies que habitan sitios perturbados así como en especies de sitios áridos (Bansal y Sen,

1981). En un estudio para un ambiente árido en el mediterráneo, Ellner y Schmida (1981), reportaron que las semillas de la mayoría de las especies no presentan estructuras especiales para la dispersión, argumentando que esto es resultado de la selección de semillas que permanecen cerca de la planta madre, ya que este es un sitio probado como conveniente para su establecimiento.

Jurado *et al.*, (1991) reportaron que la dispersión esclerócora esta asociada con especies herbáceas, forma de crecimiento dominante en el matorral xerófilo que se encuentran en la reserva (Cano-Santana, 1994), que además se caracterizan por tener diásporas pequeñas (esporócoras), estos dos síndromes presentaron altos porcentajes de especies (fig. 14). Sin embargo, existen estudios cuyos resultados contradicen lo anterior, como el de Baker (1972) quien encontró que en sitios áridos las especies tendían a presentar semillas grandes, atributo que les permitía un desarrollo rápido de las raíces para estar adaptadas a suelos con baja retención de humedad. Sin embargo, Jurado *et al.*, (1991) indica que en sitios áridos las especies con diásporas pequeñas son favorecidas, pues ante un menor tamaño de sus diásporas un mayor número de ellas son producidas, lo que asegura que al menos algunas de ellas arriben a sitios propicios para su establecimiento, por otro lado, el tamaño grande en las semillas representa una adaptación para la germinación en sitios donde la luz es un recurso limitado (Foster, 1986), por el dosel denso que impide su paso hasta el suelo, condición que no se presenta en sitios áridos o de vegetación abierta. Por lo que podemos esperar que la mayoría de las especies en matorrales como el de la REPSA, presenten diásporas pequeñas y principalmente dispersadas por viento. Entre sitios quemados y no quemados no se observaron diferentes proporciones de los síndromes de dispersión, teniendo mayor efecto el incendio sobre la riqueza de especies. Sin embargo, se requieren estudios acerca de cómo una perturbación puede modificar la composición de especies en términos de su sombra de dispersión.

Es importante tomar en cuenta que los vectores secundarios de dispersión de las especies en la REPSA son poco conocidos, por lo que se requiere realizar más estudios que permitan deducir con claridad los síndromes de dispersión así como sus vectores asociados, y evaluar aspectos como la presencia de especies introducidas o de la vegetación secundaria en la lluvia de semillas, dado que en este estudio se detectaron diásporas de especies como *Eucalyptus resinifera* en números importantes. Lo anterior requiere toda nuestra atención sobre todo si tomamos en cuenta que dentro de las causas de la extinción local y regional de especies se ha señalado al reducido reclutamiento de plántulas, el cual

puede resultar de la escasez de tipos particulares de semillas debido a rupturas en los procesos de dispersión de semillas (Benítez-Malvido y Martínez Ramos, 2003). Incluso se ha señalado que cambios en la lluvia de semillas alóctona ocurren por pérdida y fragmentación del hábitat (Cordeiro y Howe, 2003). Esto aunado al hecho de que disturbios como los incendios y la tala alteran las comunidades y su regeneración, la cual, si ocurre, lo hace muy lentamente en el tiempo, dependiendo principalmente de factores como la dispersión de diásporas de otros sitios no afectados (Myers, 1986; Howe y Smallwood, 1982). Esta regeneración pobre de la vegetación nativa también es atribuida a la presencia de especies exóticas que compiten por recursos, y a su vez pueden crear ambientes desfavorables para la germinación de especies nativas (Nepstad *et al.*, 1991), así como también contribuir en el incremento en la frecuencia de incendios, los cuales han sido ya reportados como de ocurrencia periódica, sobre todo desde el año de 1998 en la zona de estudio (Vivar-Evans *et al.*, 2006).

VI. CONCLUSIONES

- La dispersión de diásporas en la REPSA muestra una clara estacionalidad debida a la fenología de las especies. La mayor abundancia y riqueza de ellas se encontró durante la temporada de secas, época en la cual la mayor incidencia de los vientos y la menor cobertura vegetal juegan un papel importante en la dispersión de frutos y semillas. La pérdida de cobertura vegetal ocasionada por el incendio probablemente favoreció la dispersión de una mayor cantidad de ellas hacia los sitios quemados.
- La temporada y el fuego tienen efectos significativos sobre la riqueza, para la abundancia de diásporas sólo la temporada.
- Las especies más abundantes en la lluvia de semillas de la REPSA fueron *Buddleia cordata*, *Muhlenbergia robusta* y *Gnaphallium americanum*.
- Los valores de dominancia y de diversidad se vieron afectados por la gran abundancia de *Buddleia cordata*, la especie más dominante en ambos sitios y temporadas.
- Todos los sitios mostraron valores del índice de similitud por arriba del 70%, el mayor valor resultó al comparar los dos sitios quemados, probablemente debido a que en estos sitios la reducción de cobertura vegetal, permite que las diásporas de diferentes especies tengan probabilidades similares de arribar.
- La familia Asteraceae presentó el mayor número de especies de diásporas en la lluvia de semillas, lo cual es un reflejo de la composición florística de este matorral.
- El síndrome de dispersión mejor representado fue la esporocória, tanto en sitios quemados como en no quemados, seguido de la esclerocória y pogonocória. De esta manera podemos concluir que la mayoría de las especies de la REPSA presenta diásporas pequeñas, así como otras que no presentan ninguna estructura específica para la dispersión y otras que presentan apéndices plumosos. Estos tres síndromes están asociados al vector de dispersión anemócoro, como sucede en ambientes donde el estrato arbóreo de la vegetación es menos abundante que el herbáceo y donde el agua es un factor limitante para la germinación y establecimiento de las especies.
- El fuego no pareció afectar los porcentajes en los que están representados los síndromes de dispersión de las especies en la REPSA, sin embargo, al detectar la presencia de diásporas de especies introducidas así como de la vegetación secundaria también se

concluye que es preciso realizar más estudios que permitan definir los patrones secundarios de dispersión de las especies, si es que existen, así como valorar el efecto de las perturbaciones sobre esta dinámica, sobre todo si consideramos que la lluvia de semillas tanto autóctona como alóctona contribuye de manera importante a la fuente de propágulos para la regeneración de una comunidad después de un disturbio.

VII. LITERATURA CITADA

- Agee, J. K. 1993. Fire ecology of Pacific Northwest Forest. Island Press. Washington, D.C. 493 pp.
- Augspurger, C.K. y Kelly, C.K. 1984. Pathogen mortality of tropical tree seedlings: experimental studies of the effects of dispersal distance, seedling density and light conditions. *Oecologia* 61:211-217.
- Baker, H.G. (1972) Seed weight in relation to environmental conditions in California. *Ecology*, 53:997-1010.
- Bansal R.P. y Sen, D.N. (1981) Dispersal strategies in plants of the Indian Desert. *Journal of Arid Environments*, 4:3-14.
- Baskin, C. C. y J. M. Baskin. 1998. Seeds, Ecology, Biogeography, and Evolution of Dormancy and Germination. Academic Press. U.S.A.
- Bazzaz, A.F. 1979. The physiological ecology of plant sucesión. *Annual Review Ecology and Systematics*.10:351-371.
- Benítez-Malvido, J., Martínez-Ramos, M., 2003. Impact of forest fragmentation on understory plant species richness in Amazonia. *Conservation Biology* 17:389-400.
- Bewley, J. D. y M. Black, 1986. Seeds, Physiology of Development and Germination. Plenum Press, New York.
- Bond, W. J. y B. W. Van Wilgen. 1996. Fire and Plant. Chapman and Hall. Londres, 263 pp.
- Brown, J.K. and J.K. Smith, eds. 2000. Wildland fire in ecosystems: effects of fire on flora. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-42-vol. 2. Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 257 p.
- Bullock H. S. 1989. Life history and seed dispersal of the short-lived chaparral shrub *Dendromecon rigida* (Papaveraceae). *American Journal of Botany*. 76(10):1506-1517.
- Bullock, S.H. 1995. Plant reproduction in neotropical dry forests. En: S.H. Bullock, H. A. Mooney y E. Medina (eds.). *Seasonally Dry Tropical Forests*. Pp. 277-303. Cambridge University Press, Cambridge.
- Burrows, F.M., 1986. The aerial motion of seeds, fruits, spores and pollen. In: Murray, D.R. (Ed.), *Seed Dispersal*. Academic Press, Sydney, pp. 1-47.,

- Cano-Santana, Z. 1994. La reserva del Pedregal de San Ángel como ecosistema: estructura trófica. En: Rojo, A. (comp.). Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel, Ecología, Historia Natural y Manejo. UNAM. México. 149-155 pp.
- 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, UNAM., México. 198 pp.
- Cano-Santana, Z. y J. C. Meave. 1996. Sucesión primaria en derrames volcánicos: el caso del Xitle. *Ciencias* 41:58-68.
- Carabias-Lillo, J. y S. Guevara-Sada. 1985. Fenología en una selva tropical húmeda y en una comunidad derivada; Los Tuxtlas, Veracruz. pp 27-66. En: Investigaciones sobre regeneración de selvas altas de Veracruz. Vol. II Editado por A. Gómez-Pompa, y S. Del Amo. Alhambra mexicana, S.A. México, D.F., México.
- Carrillo Trueba, C. 1995. El Pedregal de San Ángel UNAM. México. 177 pp.
- Castillo, A. S., Guadarrama, Ch. P., Martínez, O. Y., Mendoza, H. P., Núñez, C. O., Romero, R. M., Sánchez, G. I. 2002. Diásporas del Pedregal de San Ángel. Departamento de Ecología y Recursos Naturales. Facultad de Ciencias, UNAM. Las prensas de ciencias. 204 pp.
- Castillo, A. S., Montes, C. G., Romero, R. M., Martínez, O. Y., Guadarrama, Ch. P., Sánchez, G. I., Núñez, C. O. 2004. Dinámica y conservación de la flora del matorral xerófilo de la reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel (D.F., México). Departamento de Ecología y Recursos Naturales. Facultad de Ciencias, UNAM. *Bol. Soc. Bot. Méx.* 74:51-75.
- César, G. F. 2002. Análisis de algunos factores que afectan la fenología reproductiva de la comunidad vegetal de la Reserva del Pedregal de San Ángel, D.F. (México). Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias, UNAM.
- Chain, G. A. 2005. Síndromes de dispersión en el mosaico vegetacional de la región de Nizanda (Oaxaca), México. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias, UNAM. México, D.F.
- 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.
- Conrad, C.E and Charles E. Poulton. 1966. Effect of a Wild fire on Idaho Fescue and Bluebunch Wheatgrass. *Journal of Range Management* (19):138-141.

- Cordeiro, N.J., Howe, H.F. 2003. Forest fragmentation severs mutualism between seed dispersers and an endemic African tree. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 100:1405-14056.
- Croat, T. 1978. *Flora of Barro Colorado Island*. Stanford University Press. Stanford, California USA.
- Danserau, P. y Lems, K. 1957. The grading of dispersal types in plant communities and their ecological significance contributions de l' Université de Montreal, Institute Botanique No. 71:1-52.
- Dean W.R.J., Miton S.J. y F. Jeltsch. 1999. Large trees, fertile islands, and birds in arid savanna. *Journal of Arid Environments* 41:61-78.
- Ellner, S. y Schmidha, A. (1981). Why are adaptations for long-range seed dispersal rare in desert plants? *Oecologia* 51:133-144.
- Fenner, M. 1983. Relationships between seed weight, ash content and seedling growth in twenty-four species of Compositae. *New Phytologist* 95:697-706.
- Fenner, M. 1987b. Seedlings. *New Phytologist* 106 (supplement): 35-47
- Flores, V. 2004. Estudio demográfico del Tepozan (*Buddleia cordata* Kunth) en el Ajusco Medio. Tesis de Licenciatura. UNAM, Facultad de Ciencias.65 p.
- Foster, S.A. (1986) On the adaptive value of large seeds for tropical moist forest trees: a review and synthesis. *Botanical Review*, 52:260-299.
- García, E. 1964. Modificaciones al sistema de Clasificación Climática de Köppen (para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana). García, México. 71 pp.
- Gentry, A. 1982. Patterns of neotropical species diversity. *Evolutionary biology* 15:1-84
- Gill, A. M. 1981b. Adaptive responses of Australian vascular plants species to fires. In *Fire and the Australian Biota*, ed. Gill, A. M., Groves, R. H. & Noble, I., pp. 243-272. Canberra: Australian Academy of Science.
- Glitzenstein Jef S., William J. Platt y Donna R. Streng. 1995. Effects of Fire regime and habitat on tree dynamics in north Florida longleaf pine Savannas. *Ecological Monographs* 65:441-476.
- Gómez, M. L., Sánchez, H. J. y Hernández, H. F. 2004. Boletín Meteorológico, promedios mensuales (1963-2003).Facultad de Filosofía y Letras. Colegio de Geografía. Observatorio del Colegio de Geografía. UNAM.
- Harper, J.L. 1977. *Population biology of plants*. Academic Press London. Londres, Great Britain. 892 pp.

- Hernández, I.J. 1984. Variación estacional del contenido de semillas del suelo, en tres hábitats de la comunidad de *Senecio Praecox* (Pedregal de San Ángel, México, D.F.). Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias, UNAM. México, 100 pp.
- Howe, H.F., y J. Smallwood. 1982. Ecology of seed dispersal. *Annual Review Ecology and Systematics* 13:201-228.
- Hutchenson, K. 1970. A test for comparing diversities based on the Shannon formula. *Journal of Theoretical Biology* 29:157-4.
- Janzen, D.H. 1970. Herbivores and the number of tree species in tropical forests. *The American Naturalist* 104:501-528.
- Janzen, D.H. 1983. Seed and pollen dispersal by animals: Convergence in the ecology of contamination and sloopy harvest. *Biological Journal of the Linnean Society [BIOL. J. LINN. SOC., LOND.]*. 20:103-113.
- Janzen, D.H., y C. Vázquez-Yañes. 1991. Aspects of tropical seed ecology of relevance to management of tropical forested wildlands. Pp 137-154. En: *Rain forest Regeneration and Management*. Editado por A. Gómez-Pompa, T.C. Whitmore, y M. Hadley. *Man and the Biosphere series*. Vol. 6. UNESCO. Partenón Publishing Group. New Jersey, E.U.A.
- Jurado, E., M. Westoby y D. Nelson. 1991. Diaspore weight, Dispersal, Growth Form and Perenniality of Central Australian Plants. *The Journal of Ecology* 79:811-828.
- Kozlowski T. T., C. E. Ahlgren. 1974. *Fire and Ecosystems*. Academic Press, New York, NY, USA.
- Li Feng-R., Tao Wang, Ai-Sheng Zhang, Li-Ya Zhao, Ling-Fen Kang and Wen Chen. 2005. Wind-dispersed Seed Deposition Patterns and Seedling Recruitment of *Artemisia halodendron* in a Moving Sandy Land. *Annals of Botany* 96:69-80.
- López, O. L. 2005. Diferenciación ecológica entre las sabanas y los pastizales artificiales en la región de nizanda (Oaxaca), México. Tesis de Maestría en Ciencias (Biología Ambiental). Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. [Apoyo en el trabajo de campo]
- Luzuriaga, L. A., A. Escudero, J. Olano y J. Loidi. 2005. Regenerative role of seed banks following an intense soil disturbance. *Acta Oecologica* 27:57-66.
- Magurran, A. E. 1988 *Ecological diversity and its measurement*. Cambridge University Press. Cambridge. 179 pp

- Martin del Pozzo A.L. 1995. La edad del Xitle. En: Carrillo T.C. El Pedregal de San Ángel, p. 48, Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F.
- Martínez, M. 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. UNAM. México, D.F., 66 pp
- Martínez, O.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, 62 pp.
- McDonnell, M.J. y Stiles, E.W. 1983. The structural complexity of old field vegetation and the recruitment of bird-dispersed plant species. *Oecologia* 56:109-116.
- Meave, J., Carabias, J., Arriaga, V, y Valiente-Banuet, A. 1994 Observaciones fenológicas en el Pedregal de San Ángel. En: Rojo, A. (comp.). Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel, Ecología, Historia Natural y Manejo. UNAM. México. 91-105 pp.
- Medina E., Silva J.F. 1990. Savannahs of northern South América: a steady state regulated by water-fire interactions on a background of low nutrient availability. *Journal of Biogeography* 17:403-413.
- Middleton, B.A. 2003. Soil seed banks and the potential restoration of forested wetlands after farming. *Journal of Applications in Ecology* 40:1025-1034.
- Mooser, F. 1962. Bosquejo geológico del extremo sur de la Cuenca de México. XX Cong. Geol. Internacional, México. 337-348.
- Moreno-Casasola, P. 1996. Vida y obra de granos y semillas. Fondo de Cultura Económica. Serie la Ciencia desde México. 146, México.
- Myers, N., 1986. Tropical deforestation and a mega-extinction spasm. In: Soule, M.E. (Ed.), *The Science of Scarcity and Diversity*. Sinauer Associates Inc., Massachusetts, pp. 394-409.
- Nepstad, D.C., Uhl, C., Serrao, A.E.S., 1991. Recuperation of a degraded Amazonian landscape: forest recovery and agricultural restoration. *Ambio* 20:248-25.
- Peart, D.R. 1989. Species interactions in a successional grassland. I Seed rain and seedling recruitment. *Journal of Ecology* 77:236-251.
- Pickett, S.T.A., Kolasa, J., Armesto, J.J. y Collins, S.L. 1989. The ecological concept of disturbance and its expression at various hierarchical levels. *Oikos* 54:129-136
- Primack, R.B. 1987. Relationships among flowers, fruits and seeds. *Annual Review Ecology and Systematics*. 18:409-430.

- Rabinowitz, D. 1981. Buried viable seeds in a North American tallgrass prairie: the resemblance of their abundance and composition dispersing seeds. *Oikos* 36:191-195.
- Rzedowski, 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
- Santibáñez-Andrade, Gabriela (2005). Efecto de la heterogeneidad temporal y espacial sobre la composición y estructura vegetal en la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias, UNAM.
- Schupp, E.W. 1988b. Seed and early seedling predation in the forest understory and in treefall gaps. *Oikos* 51:71-78
- Secretaria del Medio Ambiente Recursos Naturales y Pesca (SEMARNAP). 2000. Programa Nacional de Protección contra Incendios Forestales Resultados 1995-2000. 256 pp.
- Solórzano, S. 1998. Variación morfológica de las estructuras reproductivas de las lianas de la Estación de Biología Chajul, Chiapas, y de la Estación de Biología Chamela, Jalisco. Tesis de Maestría (Ecología y Ciencias Ambientales). Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México, México D.F.
- Sousa, W. P. 1984. The role of disturbance in natural communities. *Annual Review of Ecology and Systematics* 15:353-391
- Tabarelli, M, Vicente A., Barbosa D.C.A. 2003. Variation of seed dispersal spectrum of woody plants across a rainfall gradient in north-eastern Brazil. *Journal of Arid Environments* 53:197-210.
- UNAM, Universidad Nacional Autónoma de México. 2005. Acuerdo por el que se rezonefica, delimita e incrementa la zona de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel de Ciudad Universitaria. *Gaceta UNAM*, Universidad Nacional Autónoma de México **3813**: 14-15, 22-23.
- Van der Pijl, L. 1972. Principles of Dispersal in Higher Plants. Springer Verlag. Nueva York. 161 p.
- Vázquez-Yañes, C. y A. Orozco-Segovia. 1990. Ecological significance of light controlled seed germination in two contrasting tropical habitats. *Oecologia* 83:171-175.
- Vázquez-Yañes, C., y A. Orozco-Segovia. 1984. Fisiología ecológica de las semillas de árboles de la selva tropical: un reflejo de su ambiente. *Ciencia* 35:191-210
- Vázquez-Yañes. 1987. Los bancos de almacenamiento de semillas en la conservación de especies vegetales. *Ciencia* 38:239-246

- Vickery, P. 2002. Effects of Prescribed Fire on the Reproductive Ecology of Northern Blazing Star *Liatris scariosa* var. *novae-angliae*. *The American Midland Naturalist*. 20-27 pp.
- Vivar, Evans S., Barradas V., Sánchez M. E., Gamboa de Buen A., Orozco A. (2006). Ecophysiology of seed germination of wild *Dalia coccinea* (Asteraceae) in a spatially heterogeneous fire-prone habitat. *Acta Oecologica* 29:187-195.
- Webb Campbell O., Peart R.D. 2001. High seed dispersal rates in faunally intact tropical rain forest: theoretical and conservation implications. *Ecology Letters* 4:491.
- 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.
- Willson, M. F. y Traveset, A. 2000. The ecology of seed dispersal. En: M. Fenner, (ed.). *Seeds: The Ecology of Regeneration in Plant Communities*. Pp. 31-57. 2a ed. CAB International, Wallingford.
- Young, K.R., Ewel, J.J. y Brown, B.J. 1987. Seed dynamics during forest succession in Costa Rica. *Vegetatio* 71:157-173.
- Zar. J.H. 1999. *Biostatistical Análisis*. 4ª ed. Prentice-Hall, Nueva Jersey.

VIII. APENDICES

Apéndice 1 Clasificación de los tipos de síndromes de dispersión de las diásporas según Van der Pijl (1982)

Síndromes de dispersión	Agente o vector
Ictiocoria	Peces
Saurocoria	Reptiles
Ornitocoria	Aves
Mamalocoria	Mamíferos
Dispersión por invertebrados	Moscas, estercoleros, etc.
Mirmecocoria	Hormigas
Anemocoria	Viento
Hidrocoria	Agua
Epizoocoria	Animales (en el exterior del cuerpo del animal)
Autocoria	Dispersión por la misma planta
Barocoria	Solo dispersión por peso

Apéndice 2 Clasificación de los tipos de síndromes de dispersión de las diásporas según Dansereau y Lems (1957)

Tipo básico de dispersión	Síndrome	Descripción de las diásporas
<p>Autocoria Diásporas que no presentan ninguna adaptación evidente para la dispersión por un agente externo.</p>	Auxocoria	Depositadas por la planta madre y sin mecanismos de expulsión
	Balocoria	Expulsadas con fuerza por la planta madre
	Barocoria	Caracterizadas por su peso y la carencia de alguna otra estructura
	Esclerocoria	Similares a las barócoras pero de menor peso
	Semacoria	Expulsadas por movimientos oscilantes de la planta madre
<p>Heterocoria Diásporas que presentan apéndices o que son extremadamente ligeras, o que están provistas con capas carnosas exteriores.</p>	Acantocoria	Con espinas, ganchos o cerdas
	Ascocoria	De baja densidad
	Ciclocoria	De forma esférica y voluminosa debido a las estructuras accesorias que la componen
	Esporocoria	Muy diminutas
	Ixocoria	Con superficie viscosa o glandular
	Pogonocoria	Con apéndices plumosos, pelos, crestas
	Pterocoria	Con apéndices alados escariosos
	Sacocoria	Dentro de una cubierta delgada
	Sarcocoria	Con capas externas suaves y carnosas

Apéndice 3. Caracterización de las especies presentes en la lluvia de semillas en la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel. Se incluye la familia la especie o morfoespecie, la forma de crecimiento, forma de vida, ciclo de vida, el síndrome de dispersión (según la clasificación de Dansereau y Lems, 1957) y su abundancia total.

FAMILIA	ESPECIES	FORMA DE CRECIMIENTO	FORMA DE VIDA	CICLO DE VIDA	SINDROME DE DISPERSION	NÚMERO DE SEMILLAS
Agavaceae	<i>Agave salmiana</i> Otto ex Salm-Dyck	Hierba arrosetada	Phanerophyta	Perenne	Ascocoria	21
Agavaceae	<i>Manfreda scabra</i> (Ort.) McVaugh	Hierba arrosetada	Hemicryptophyta	Perenne	Ascocoria	106
Alliaceae	<i>Milla biflora</i> Cav.	Hierba erecta	Criptophyta	Perenne	Esclerocoria	14
Amaranthaceae	<i>Iresine cassiniiformis</i> Shauer	Arbusto	Phanerophyta	Perenne	Esporocoria	128
Amaranthaceae	<i>Iresine diffusa</i> Humb. Et Bonpl.ex Willd	Hierba erecta	Therophyta	Añual	Esporocoria	4,746
Anacardiaceae	<i>Schinus molle</i> L.	Árbol	Phanerophyta	Perenne	Sarcocoria	16
Apiaceae	<i>Arracacia toluensis</i> (Kunth) Hemsl.	Hierba erecta	Criptophyta	Perenne	Esclerocoria	6
Asclepiadaceae	<i>Gonolobus uniflorus</i> Kunth.	Hierba trepadora	Hemicryptophyta	Perenne	Pogonocoria	223
Asclepiadaceae	<i>Metastelma angustifolium</i> Torr.	Hierba trepadora	Chamaephyta	Perenne	Pogonocoria	14
Asteraceae	<i>Asteraceae 1</i>	No Id	No Id	No Id	No Id	5
Asteraceae	<i>Asteraceae 2</i>	No Id	No Id	No Id	No Id	5
Asteraceae	<i>Baccharis serraefolia</i> DC.	Arbusto	Phanerophyta	Perenne	Pogonocoria	265
Asteraceae	<i>Bidens odorata</i> Cav.	Hierba erecta	Therophyta	Añual	Acantocoria	2
Asteraceae	<i>Bidens</i> sp.	Herbácea	Therophyta	Añual	Acantocoria	2
Asteraceae	<i>Brickellia veronicifolia</i> (Kunth) A. Gray	Arbusto	Chamaephyta	Perenne	Pogonocoria	186
Asteraceae	<i>Conyza canadensis</i> (L.) Cronquist	Hierba erecta	Therophyta	Añual	Pogonocoria	2,514
Asteraceae	<i>Dahlia coccinea</i> Cav.	Hierba erecta	Criptophyta	Perenne	Esclerocoria	2,154
Asteraceae	<i>Dahlia pinnata</i> Cav.	Hierba erecta	Criptophyta	Perenne	Esclerocoria	350
Asteraceae	<i>Eupatorium hebebotryum</i> (DC.)emos.	Arbusto	Phanerophyta	Perenne	Pogonocoria	1
Asteraceae	<i>Eupatorium mairetianum</i> DC.	Arbusto	Phanerophyta	Perenne	Ixocoria	915
Asteraceae	<i>Eupatorium pichinchense</i> Kunth	Arbusto	Phanerophyta	Perenne	Pogonocoria	22,990

Apéndice 3. (Continuación)

Asteraceae	<i>Eupatorium schaffneri</i> Sch. Bip. Ex B.L.Rob.	Hierba erecta	Phanerophyta	Perenne	Pogonocoria	414
Asteraceae	<i>Gnaphalium americanum</i> Mill.	Hierba erecta	Hemicryptophyta	Perenne	Esporocoria	8,546
Asteraceae	<i>Heterosperma pinnatum</i> Cav.	Hierba erecta	Therophyta	Añual	Esclerocoria	2
Asteraceae	<i>Piqueria trinervia</i> Cav.	Hierba erecta	Hemicryptophyta	Perenne	Esclerocoria	192
Asteraceae	<i>Senecio praecox</i> (Cav.) DC.	Arbusto	Phanerophyta	Perenne	Pogonocoria	346
Asteraceae	<i>Senecio salignus</i> DC.	Arbusto	Phanerophyta	Perenne	Pogonocoria	3
Asteraceae	<i>Senecio sanguinosorbae</i> DC.	Hierba erecta	Hemicryptophyta	Perenne	Pogonocoria	1,549
Asteraceae	<i>Sonchus oleraceus</i> L.	Hierba erecta	Therophyta	Añual	Pogonocoria	28
Asteraceae	<i>Stevia ovata</i> Willd.	Arbusto	Hemicryptophyta	Perenne	Pogonocoria	110
Asteraceae	<i>Stevia</i> sp.	Herbácea	No Id	No Id	Pogonocoria	4,505
Asteraceae	<i>Tagetes lunulata</i> Ortega	Hierba erecta	Therophyta	Añual	Acantocoria	516
Asteraceae	<i>Tagetes micrantha</i> Cav.	Hierba erecta	Therophyta	Añual	Acantocoria	3
Asteraceae	<i>Tithonia tubaeformis</i> (Jacq.) Cass.	Hierba erecta	Therophyta	Añual	Barocoria	126
Asteraceae	<i>Verbesina virgata</i> Cav.	Arbusto	Phanerophyta	Perenne	Pterocoria	4,415
Begoniaceae	<i>Begonia gracilis</i> Kunth	Hierba erecta	Criptophyta	Perenne	Esporocoria	3,886
Brassicaceae	<i>Eruca sativa</i> (L.) Mill.	Hierba erecta	Therophyta	Añual	Esporocoria	494
Brassicaceae	<i>Lepidium virginicum</i> L.	Hierba erecta	Therophyta	Añual	Esporocoria	8
Bromeliaceae	<i>Tillandsia recurvata</i> (L.) L.	Hierba epífita	Phanerophyta	Perenne	Pogonocoria	30
Burseraceae	<i>Bursera cuneata</i> Engl.	Árbol	Phanerophyta	Perenne	Sarcocoria	10
Cactaceae	<i>Opuntia robusta</i> Wendl.	Arbusto suculento	Phanerophyta	Perenne	Sarcocoria	10
Calochortaceae	<i>Calochortus barbatus</i> (Kunth) J.H.Painter	Hierba erecta	Criptophyta	Perenne	Esclerocoria	68
Caryophyllaceae	<i>Drymaria laxiflora</i> Benth.	Hierba erecta	Therophyta	Añual	Esporocoria	1,239
Casuarinaceae	<i>Casuarina</i> sp.	Árbol	Phanerophyta	Perenne	Barocoria	2
Commelinaceae	<i>Commelina diffusa</i> F.	Hierba erecta	Hemicryptophyta	Perenne	Esclerocoria	1
Commelinaceae	<i>Commelina</i> sp.	Herbácea	Hemicryptophyta	Perenne	Esclerocoria	2

Apéndice 3. (Continuación)

Convolvulaceae	<i>Convolvulus arvensis</i> L.	Hierba trepadora	Hemicryptophyta	Perenne	Barocoria	2
Crassulaceae	<i>Crassulaceae 1</i>	No Id	No Id	No Id	Esporocoria	3
Crassulaceae	<i>Crassulaceae 2</i>	No Id	No Id	No Id	Esporocoria	2,551
Crassulaceae	<i>Echeveria gibbiflora</i> DC.	Hierba arrosetada	Chamaephyta	Perenne	Esporocoria	2,114
Cyperaceae	<i>Bulbostylis juncooides</i> (Vahl) Kük.ex Osten	Hierba erecta	Criptophyta	Perenne	Esporocoria	17
Cyperaceae	<i>Cyperus esculentus</i> L.	Hierba erecta	Criptophyta	Perenne	Esporocoria	1,050
Cyperaceae	<i>Cyperus</i> sp.	Herbácea	Criptophyta	Perenne	Esporocoria	899
Dioscoraceae	<i>Dioscorea galeottiana</i> Kunth.	Hierba trepadora	Criptophyta	Perenne	Pterocoria	106
Euphorbiaceae	<i>Acalypha indica</i> L.	Hierba erecta	Therophyta	Añual	Esporocoria	40
Euphorbiaceae	<i>Euphorbia anychioides</i> Boiss.	Hierba erecta	Chamaephyta	Perenne	Esporocoria	2
Euphorbiaceae	<i>Euphorbia graminea</i> Jacq.	Hierba erecta	Therophyta	Añual	Esclerocoria	22
Euphorbiaceae	<i>Euphorbia hirta</i> L.	Hierba erecta	Therophyta	Añual	Esporocoria	1
Fabaceae	<i>Dalea zimapanica</i> S.Shauer	Arbusto	Phanerophyta	Perenne	Esclerocoria	58
Fabaceae	<i>Brogniartia intermedia</i> Moric.	Arbusto	Chamaephyta	Perenne	Barocoria	3
Fabaceae	<i>Eysenhardtia polystachya</i> (Ortega) Sarg.	Árbol	Phanerophyta	Perenne	Pterocoria	1,160
Fabaceae	<i>Fabaceae 1</i>	No Id	No Id	No Id	Barocoria	2
Fabaceae	<i>Phaseolus leptostachyus</i> Benth.	Hierba trepadora	Hemicryptophyta	Perenne	Barocoria	3
Fabaceae	<i>Phaseolus</i> sp.	No Id	No Id	Perenne	Barocoria	4
Hydrophyllaceae	<i>Wigandia urens</i> (Ruiz et Pav.) Kunth	Arbusto	Phanerophyta	Perenne	Esporocoria	11,375
Hypoxidaceae	<i>Hypoxis mexicana</i> Shult.et Shult.f	Hierba erecta	Criptophyta	Perenne	Esporocoria	81
Lamiaceae	<i>Leonotis nepetifolia</i> (L.) R. Br.	Hierba erecta	Therophyta	Añual	Barocoria	1
Lamiaceae	<i>Salvia mexicana</i> Sessé et Moc.	Hierba erecta	Hemicryptophyta	Perenne	Esclerocoria	5
Lamiaceae	<i>Salvia</i> sp.	Herbácea	Hemicryptophyta	Perenne	Esclerocoria	9
Loganiaceae	<i>Buddleia cordata</i> Kunth	Árbol	Phanerophyta	Perenne	Pterocoria	193,649
Lythraceae	<i>Cuphea wrightii</i> A. Gray	Hierba erecta	Therophyta	Añual	Ascocoria	5

Apéndice 3. (Continuación)

Myrtaceae	<i>Eucalyptus resinifera</i>	Arbol	Phanerophyta	Perenne	Esporocoria	185
No Id	Morfo 02	No Id	No Id	No Id	No Id	486
No Id	Morfo 40	No Id	No Id	No Id	No Id	2
No Id	Morfo 41	No Id	No Id	No Id	No Id	2
No Id	Morfo 45	No Id	No Id	No Id	No Id	2
No Id	Morfo 46	No Id	No Id	No Id	No Id	9
No Id	Morfo 63	No Id	No Id	No Id	No Id	8
Oleaceae	<i>Fraxinus udhei</i> (Wenz.) Lingelsh	Árbol	Phanerophyta	Perenne	Pterocoria	3
Oxalidaceae	<i>Oxalidaceae 1</i>	No Id	No Id	Perenne	Esporocoria	3
Passifloraceae	<i>Passiflora subpeltata</i> Ortega.	Hierba trepadora	Hemicryptophyta	Perenne	Sarcocoria	149
Phytolaccaceae	<i>Phytolacca icosandra</i> L.	Hierba erecta	Chamaephyta	Perenne	Sarcocoria	60
Poaceae	<i>Aegopogon tenellus</i> (DC.) Trin	Hierba rastrera	Therophyta	Anual	Esclerocoria	149
Poaceae	<i>Chloris sp.</i>	Herbácea	Hemicryptophyta	Perenne	Pogonocoria	6
Poaceae	<i>Cynodon sp</i>	Herbácea	Hemicryptophyta	Perenne	Sacocoria	37
Poaceae	<i>Digitaria ternata</i> (A. Rich.) Stapf	Hierba erecta	Therophyta	Anual	Esclerocoria	85
Poaceae	<i>Microchloa kuntii</i> Desv.	Hierba erecta	Hemicryptophyta	Perenne	Sacocoria	17
Poaceae	<i>Muhlenbergia rigida</i> (Kunth) Kunth	Hierba erecta	Hemicryptophyta	Perenne	Esclerocoria	21
Poaceae	<i>Muhlenbergia robusta</i> (E. Fourn.) Hitchc.	Hierba arrosada	Chamaephyta	Perenne	Esclerocoria	54,314
Poaceae	<i>Paspalum postratum</i> Scribn.et Merr.	Hierba arrosada	Therophyta	Anual	Sacocoria	100
Poaceae	<i>Paspalum tenellum</i> Willd.	Hierba erecta	Hemicryptophyta	Perenne	Sacocoria	71
Poaceae	<i>Poacea 1</i>	No Id	No Id	No Id	Sacocoria	7
Poaceae	<i>Poacea 2</i>	No Id	No Id	No Id	Pogonocoria	11
Poaceae	<i>Poacea 3</i>	No Id	No Id	No Id	Pogonocoria	2
Poaceae	<i>Poacea 4</i>	No Id	No Id	No Id	No Id	31
Poaceae	<i>Rhynchelytrum repens</i> (Willd.) C.E. Hubb.	Hierba erecta	Hemicryptophyta	Perenne	Pogonocoria	2,593

Apéndice 3. (Continuación)

Poaceae	<i>Setaria grisebachii</i> E. Fourn	Hierba erecta	Therophyta	Anual	Sacocoria	138
Poaceae	<i>Setaria parviflora</i> (Poir) Kerguélen	Hierba erecta	Therophyta	Anual	Sacocoria	373
Poaceae	<i>Sporobolus atrovirens</i> Kunth	Hierba erecta	Hemicryptophyta	Perenne	Sacocoria	61
Poaceae	<i>Tripsacum dactyloides</i> (L.) L.	Hierba erecta	Chamaephyta	Perenne	Esclerocoria	13
Portulacaceae	<i>Portulaca mexicana</i> P. Wilson	Hierba erecta	Hemicryptophyta	Perenne	Esporocoria	1
Rubiaceae	<i>Bouvardia ternifolia</i> (Cav.) Schldt	Hierba erecta	Phanerophyta	Perenne	Pterocoria	39
Rubiaceae	<i>Crusea</i> sp.	Herbácea	No Id	No Id	Esclerocoria	18
Rubiaceae	<i>Galium uncinatum</i> DC.	Hierba erecta	Hemicryptophyta	Perenne	Acantocoria	60
Rumexsaceae	<i>Rumex</i> sp.	Herbácea	Therophyta	Anual	Esporocoria	16
Sapindaceae	<i>Cardiospermum halicacabum</i> L.	Hierba trepadora	Hemicryptophyta	Perenne	Barocoria	2
Sapindaceae	<i>Dodonaea viscosa</i> Jacq.	Arbusto	Phanerophyta	Perenne	Pterocoria	254
Scrophulariaceae	<i>Penstemon campanulatus</i> (Cav.) Willd	Hierba erecta	Chamaephyta	Perenne	Esclerocoria	22
Scrophulariaceae	<i>Scrophulariaceae 1</i>	No Id	No Id	No Id	No Id	12
Solanaceae	<i>Jaltomata procumbens</i> (Cav.) J.L. Gentry	Hierba erecta	Therophyta	Anual	Sarcocoria	54
Solanaceae	<i>Nicotiana glauca</i> Graham	Arbusto	Phanerophyta	Perenne	Esporocoria	24
Solanaceae	<i>Physalis patula</i> Mill.	Hierba erecta	Hemicryptophyta	Perenne	Sarcocoria	272
Solanaceae	<i>Solanaceae 1</i>	No Id	No Id	No Id	Sarcocoria	4
Vitaceae	<i>Cissus sicyoides</i> L.	Hierba trepadora	Chamaephyta	Perenne	Sarcocoria	27

No Id. = No Identificada