



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO**

**FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES IZTACALA**

**INSTITUTO DE ECOLOGIA**

**EFFECTO DEL FUEGO SOBRE LA ESTRUCTURA DE LA VEGETACIÓN EN UN BOSQUE DE  
*ABIES-QUERCUS* A TRAVÉS DE UN GRADIENTE ALTITUDINAL EN EL CHICO,  
HIDALGO, MÉXICO.**

**T E S I S**

**PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE BIÓLOGO**

**P R E S E N T A**

**NADYA PENÉLOPE RODRÍGUEZ CORDERO**

**DIRECTOR DE TESIS: DRA. ANA MENDOZA OCHOA**

**TALNEPANTLA EDO. DE MÉXICO**

**AGOSTO 2010**

---



Universidad Nacional  
Autónoma de México



**UNAM – Dirección General de Bibliotecas**  
**Tesis Digitales**  
**Restricciones de uso**

**DERECHOS RESERVADOS ©**  
**PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL**

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

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

**A PAPI POR SER MI MEJOR COMPAÑERO DE CAMPO**

**A MAMI Y MARIE POR CREER EN MI MÁS QUE YO MISMA**

## **AGRADECIMIENTOS**

A la Dra. Ana Mendoza Ochoa por haberme aceptado como su estudiante durante todo este tiempo, brindarme su apoyo a nivel académico y personal, su amistad, comprensión e inmensa paciencia. Me ha dejado una enseñanza más allá de lo académico.

A la Bio. Roció Esteban por su apoyo durante toda la realización del proyecto, su ayuda en la coordinación de las salidas de campo y los consejos brindados en cada plática.

Al Dr. Efraín Tovar por adoptarme y dirigirme durante el inicio de esta tesis, sin su visión jamás se habría llevado a cabo este interesante y aventurado proyecto.

A mis sinodales, Dr. Daniel Tejero y Dra. Silvia Romero, no solo por compartir sus conocimientos y correcciones durante la elaboración de esta tesis, también durante mi formación en la carrera. A la Dra. Silvia Aguilar y Dr. Oswaldo Téllez por su paciencia, valiosos comentarios y correcciones al trabajo.

Al Consejo de Administración del Parque Nacional El Chico, al Ing. Luis Felipe Vázquez Sandoval por habernos permitido realizar el proyecto dentro del Parque, brindándonos su confianza y compromiso con la investigación. A la brigada CONAFOR, formada por Eduardo García Olguín, Pascual Juárez Cordero, José Orlando Ortín Olvera, Humberto García Lares, Eugenio Vergara Ramírez y Valente García Hernández, quienes mostraron un entusiasmo ejemplar por el proyecto.

A mis amigos y compañeros de tesis. A Sonia por su amistad y apoyo incondicional en todo momento, siempre sincera y sin esperar nada a cambio. A Ramse por heredarme el proyecto en el que invirtió tanto esfuerzo y que finalmente se convirtió en la base del mío.

Al Bio. Mauricio Mora y Bio. Maribel Paniagua por su apoyo en la identificación de ejemplares y salidas de campo, por sus consejos, paciencia y disposición a ayudar, sin ustedes el trabajo habría sido mil veces más difícil.

Al Instituto de Ecología, a mis compañeros del Laboratorio de Ecología de Poblaciones Vegetales que hicieron del laboratorio mucho más que un lugar trabajo. Gume, Pachi, Luz, Laura, Ale, Paco y Paulina, todos muy distintos, pero igualmente divertidos, cariñosos y excelentes personas de las que he aprendido muchísimo.

A David por escucharme hablar sobre esta tesis al menos una vez a la semana durante 5 años, por motivarme y aconsejarme en los momentos de desesperación, pero principalmente por hacerme feliz y compartir tu vida conmigo.

A mi familia, que sin duda han sido y seguirán siendo la parte más importante de mi vida. A mami por tu cariño, consejos, motivación y dedicación en todos estos años, siempre lo valoraré y espero nunca fallarte. A papi porque sin tu ayuda jamás habría podido concluir esta tesis, por motivarme a seguir, soportar junto a mí las más difíciles condiciones en campo y hacer de las salidas un paseo agradable e inolvidable. A Marie por entenderme, nunca dejarme sola, compartir conmigo muy buenos momentos, gracias a tu apoyo he realizado cosas que no habría hecho sola.

---

**Efecto del fuego sobre la estructura de la vegetación en un bosque de *Abies-Quercus* a través de un gradiente altitudinal en el Chico, Hidalgo, México.**

<b>ÍNDICE</b>	<b>PÁGINA</b>
<b>RESUMEN</b> .....	7
<b>1. INTRODUCCIÓN</b> .....	8
<b>2. ANTECEDENTES</b> .....	10
2.1 Problemática y antecedentes de incendios en el Parque Nacional El Chico	
<b>3. OBJETIVO</b> .....	12
3.1 Objetivos particulares	
<b>4. METODOLOGÍA</b> .....	13
4.1 Sitio de estudio.....	13
4.1.1 Fisiografía.....	14
4.1.2 Edafología.....	14
4.1.3 Hidrología.....	14
4.1.4 Clima.....	15
4.1.5 Vegetación.....	15
4.2 Trabajo de campo.....	18
4.2.1 Etapa prefuego.....	18
4.2.1.1 Análisis de suelo.....	21

---

4.2.2 Etapa posfuego.....	22
4.2.2.1 Análisis de suelo y parámetros ambientales.....	24
4.3 Trabajo de gabinete.....	24
4.4. Análisis estadísticos.....	26
<b>5. RESULTADOS.....</b>	<b>28</b>
5.1 Etapa prefuego.....	28
5.1.1 Análisis de suelo prefuego.....	32
5.2 Etapa posfuego.....	34
5.2.1 Análisis de suelo posfuego.....	40
5.2.2 Parámetros ambientales.....	41
<b>6. DISCUSIÓN.....</b>	<b>43</b>
6.1 Etapa prefuego.....	43
6.1.1. Análisis de suelo prefuego.....	45
6. 2 Etapa posfuego.....	46
6.2.1 Análisis de suelo posfuego.....	50
6.2.2 Parámetros ambientales.....	52
<b>7. CONCLUSIONES.....</b>	<b>54</b>
<b>8. REFERENCIAS.....</b>	<b>56</b>
<b>ANEXO 1. Listado florístico.....</b>	<b>65</b>

## RESUMEN

### **Efecto del fuego sobre la estructura de la vegetación en un bosque de *Abies-Quercus* a través de un gradiente altitudinal en el Chico, Hidalgo, México.**

El presente estudio busca evaluar el efecto de una quema superficial controlada sobre la estructura de la comunidad vegetal de un bosque de *Abies-Quercus* a lo largo de un gradiente de 300 m. altitudinales dentro del Parque Nacional el Chico.

Se determinó la riqueza, diversidad y composición florística de la vegetación en octubre de 2004 en condiciones prefuego, a través de cinco niveles separados entre sí por 50 m altitudinales. En junio de 2005 se realizó una quema superficial controlada y se muestreó posfuego en octubre de 2005 y junio de 2006, cuatro y doce meses después de la quema respectivamente. También se registraron parámetros de suelo (nitrógeno total, fósforo total, materia orgánica, pH y textura) y ambientales (humedad relativa y temperatura).

Los resultados en la etapa prefuego mostraron que las diferencias en la estructura de la vegetación no fueron significativas a lo largo del gradiente altitudinal de 300 m., así como tampoco las diferencias en las características edáficas. Por lo tanto, durante la etapa posfuego, se decidió eliminar los niveles altitudinales como variables y agruparlos como repeticiones del muestreo. Después del disturbio por fuego la riqueza, diversidad y composición del estrato arbustivo fue muy similar a los resultados registrados en la etapa prefuego y a las parcelas control en los muestreos a 4 y 12 meses de la quema. Sin embargo en el estrato herbáceo, a pesar de que se mantuvo la riqueza, la diversidad disminuyó. La composición mostró las mismas especies de la etapa prefuego, pero aumentó el porcentaje de importancia de algunas especies características de disturbio en bosques de *Abies*.

En cuanto a los parámetros edáficos, pH, fósforo y textura del suelo no manifestaron alteraciones. La cantidad de materia orgánica disminuyó en la etapa prefuego pero solo a los 4 meses después de la quema, recuperándose después de un año. Tanto el nitrógeno total como la materia orgánica fueron mayores en los primeros 5 cm de suelo, haciéndolo más fértil al menos a corto plazo.



## 1. INTRODUCCIÓN

### 1.1 Bosques templados

La presencia de los bosques templados en México se encuentra íntimamente relacionada con el efecto de la altitud y el relieve, expresados en función de la temperatura y la precipitación. Por lo tanto, los bosques templados de México son propios de las sierras y serranías del país (Tamayo, 1990; Challenger, 1998), ocupando el 21% del territorio nacional, se localizan en un intervalo altitudinal que va de los 1000 a los 3000 m. (Rzedowski, 1978). La influencia de especies tropicales y la gran heterogeneidad ambiental característica de dichas cadenas montañosas, propician una alta diversidad (Flores-Villela y Gerez, 1994; Challenger, 1998), registrando cerca de 15,000 especies de flora, de las cuales aproximadamente 7,000 son endémicas (SEMARNAT, 2002).

Los bosques de *Abies religiosa* en el país representan una comunidad bien definida tanto fisionómicamente, como por sus requerimientos ambientales. Cubren aproximadamente 32,000 hectáreas y están confinados a laderas protegidas del viento y de la intensidad solar fuerte, muchas veces en cañadas o barrancas que ofrecen un microclima especial ó en terrenos con fuertes pendientes (Madrigal, 1967; Rzedowski, 1978.) En ocasiones *A. religiosa* tiene asociación con otras especies, como el ecotono restringido y bien delimitado entre la comunidad de oyamel y el bosque de *Quercus spp.* (Madrigal, 1967).

### 1.2 Fuego como disturbio.

El fuego tiene una influencia importante tanto ecológica como evolutiva en las comunidades vegetales y juega un papel importante en las dinámicas de los ecosistemas terrestres (Forman y Boerner, 1981; Christensen, 1985; Abrams, 1992, citado por Whelan, 1995; Agge 1993; Pyne *et al.*, 1996; MaCarthy *et al.*, 1999; Rzedowski, 1978). Un incendio forestal es el fuego que se extiende y se propaga libremente sobre el piso forestal, afectando la flora y la fauna que éste sustenta, así como el combustible depositado en el suelo (Spurr y Barnes, 1982). En México, los incendios forestales ocupan el tercer lugar entre las causas de deforestación y se generan por actividades humanas en un 97%.

Los incendios naturales son poco frecuentes en el bosque de Oyamel, debido al alto contenido de humedad del suelo y en general de todo el bosque, así como por la vegetación herbácea que es poco abundante en gramíneas. Sin embargo, las actividades para el cambio de uso de suelo como pastoreo y agricultura, frecuentemente

ocasionan los incendios. En la mayoría de los perfiles de suelo realizados en bosques de oyamel dentro del Valle de México, se han encontrado restos de carbón vegetal en profundidades variables de 3 a 180 cm. lo que da idea de la antigüedad de los disturbios por fuego en estos ecosistemas (Madrigal, 1967).

Se ha sugerido que los incendios forestales son básicos en la dinámica que presentan los bosques de oyamel ya que se eliminan factores que inhiben su regeneración tales como la gruesa capa de hojarasca y su efecto alelopático, así como, la capa de musgo que evita que la radícula alcance el suelo y que al ser destruida por un incendio permiten el establecimiento de especies que requieren luz, para que finalmente, el oyamel gane la capa superior y se haga dominante (García *et al.*, 1992).

## 2. ANTECEDENTES

El Parque Nacional El Chico en el estado de Hidalgo, muestra muchos de los problemas característicos de las zonas de montaña y sus recursos naturales están sujetos a las presiones comunes en las regiones forestales de México (SEDUE, 1988). Varios estudios florísticos dentro del Parque han demostrado su alta diversidad e importancia biológica (Villada, 1865; Rzedowski *et al.*, 1964; Gallina *et al.*, 1974; Zavala, 1995 y Hernández, 1995).

Con respecto a los efectos del fuego en este tipo de vegetación, dentro del Parque El Chico durante el año de 1998 se presentó un incendio superficial y en algunas áreas de copa, que afectó principalmente bosques de *Abies*, *Abies-Quercus* y *Juniperus*; en altitudes que van de 2,650 a 2,850 m s.n.m., dañando en total una superficie de 540.5 ha (CONABIO, 1998).

Pocos años después de dichos incendios Mimbres y Medina (2001), estudiaron el efecto del fuego sobre la vegetación, categorizando las zonas afectadas por su intensidad de fuego en baja, intermedia y alta. Se encontró que la riqueza y diversidad de especies fue mayor en las zonas con intensidad de fuego media y la diversidad fue menor en zonas de alta intensidad.

Así mismo, en 2003, Vargas evaluó la regeneración de *A. religiosa* en las zonas pos-incendio dentro del Parque con respecto al tipo e intensidad del incendio. Se encontró que la densidad de semillas de *A. religiosa* se ve afectada por la intensidad del fuego, siendo mayor en la zona de incendio superficial y menor en el incendio de copa severo. Sin embargo, la más alta regeneración se encontró en el sitio afectado por incendio de copa moderado. Este mismo año, en el bosque de *A. religiosa* del Parque, García (2003) analizó las propiedades físicas y químicas de los suelos afectados por incendios de distinta intensidad. Los resultados mostraron que propiedades físicas del suelo como color, densidad y textura no fueron alteradas por la intensidad de los incendios. En cuanto a las propiedades químicas, se registraron variaciones en el pH, materia orgánica, potasio, calcio, magnesio y capacidad de intercambio catiónico.

Recientemente, Flores (2007) estudió la influencia de las especies pioneras en el establecimiento y crecimiento de *Abies religiosa* después de un incendio. Las especies bajo las cuales se establecieron y permanecieron durante un año las plántulas de oyamel fueron: *Phytolacca octandra*, *Lupinus filicaulis*, *Quercus rugosa*, *Eupatorium patzcuarensis*

y *Quercus laurina*. El porcentaje de supervivencia de las plántulas fue mayor bajo la sombra de especies pioneras (38%) que a cielo abierto (6%).

Dado que los ecosistemas templados de México presentan una gran heterogeneidad ambiental, complejidad ecológica y una diversidad con un alto valor económico, hacen necesaria la generación de conocimientos básicos sobre los efectos ecológicos del fuego, para así diseñar estrategias específicas de manejo, conservación y restauración.

### **3. OBJETIVO GENERAL**

Determinar el efecto del fuego sobre la estructura de la comunidad vegetal de un bosque de *Abies-Quercus*, a través de un gradiente altitudinal en el Parque Nacional El Chico, Hidalgo.

#### **3.1 Objetivos particulares**

- Determinar la riqueza, diversidad y composición vegetal del estrato arbóreo, arbustivo y herbáceo a lo largo de un gradiente de 300 m. altitudinales en condiciones prefuego.
- Determinar el efecto que provoca un incendio superficial controlado sobre la riqueza, diversidad y composición del estrato herbáceo y arbustivo.
- Identificar el efecto de algunos componentes abióticos (temperatura, humedad relativa y características del suelo) sobre la recuperación de la vegetación después de un disturbio por fuego.

## 4. MÉTODO

### 4.1 Sitio de estudio

El estudio se realizó dentro de El Parque Nacional El Chico, en el estado de Hidalgo (Fig. 1). Geográficamente se ubica entre las coordenadas  $98^{\circ}41'50''$ - $98^{\circ}46'02''$ O y entre  $20^{\circ}10'10''$ -  $20^{\circ}13'25''$ N, en el sector centro sur-oriente de la República Mexicana, que corresponde al extremo occidental del sistema orográfico Sierra de Pachuca, incluido en la porción austral de la Faja Volcánica Transmexicana. Su extensión territorial es de 2,739 hectáreas (CONANP, 2006). La Faja Volcánica Transmexicana es una de las provincias más importantes de México, ya que constituye la transición entre las regiones neártica y neotropical (Challenger, 1998).



Figura 1. Localización geográfica del Parque Nacional El Chico, en el estado de Hidalgo, México. Tomado de Hernández, 1995.

#### **4.1.1 Fisiografía**

El Parque Nacional El Chico se constituye tanto de pendientes abruptas y escarpadas, como de franjas de escaso relieve y valles de considerable extensión. Dentro del Parque se localizan grandes elevaciones rocosas en altitudes que fluctúan desde los 2,500 a 3,090 m. "Las Ventanas", representa el punto de elevación máxima del Parque con una altitud de 3,090 m. También sobresalen la "Peña Cercada" y "Peña del Cuervo" (SEDUE, 1988).

#### **4.1.2 Edafología**

El origen volcánico terciario, su nivel altitudinal, la morfología del relieve y los procesos actuales, han formado gran homogeneidad de suelos, recientes y poco evolucionados, bajo condiciones templado-húmedas (Melo y López 1993). Se pueden distinguir en el Parque Nacional las siguientes asociaciones de acuerdo con la clasificación de la FAO (CONANP, 2006).

- Andosol húmico - Cambisol húmico
- Cambisol húmico - Andosol óctrico - Litosol
- Feozem háplico - Cambisol húmico
- Cambisol húmico - Regosol eútrico
- Andosol vítrico – Cambisol húmico
- Feozem háplico.

#### **4.1.3 Hidrología**

El Parque posee dos vertientes. La red hidrológica de la vertiente norte es típica de zonas altas de montaña, abarca la mayor superficie del Parque (78%), da origen a la cabecera de cuencas mayores que hacia el exterior del parque aportan caudal acuífero al río Amajac que confluye y descarga en el río Moctezuma, a su vez, afluente tributario del río Pánuco. En esta vertiente norte la morfología accidentada del relieve subordina, de oriente a poniente, el nacimiento de las siguientes cinco pequeñas subcuencas: los Arroyos Los Cedros, Los Otates, Las Piletas, Agua Fría y el Río El Milagro. La vertiente sur, expuesta hacia la cuenca de México es menor (17%); está subordinada a condiciones de

relieve poco accidentado (pendientes dominantes inferiores a 8° y de 8 a 15°) y ambiente menos húmedo que la anterior. Estos factores determinan la existencia de una red fluvial con incipiente desarrollo apenas manifestado por algunos cauces de régimen intermitente supeditado a la temporada de lluvias. De las tres subcuencas que se originan en esta vertiente sólo dos suministran aporte acuífero a las presas El Cedral, La Estanzuela y Jaramillo donde la primera se ubica dentro del área y las dos restantes son colindantes al parque (CONANP, 2006).

#### **4.1.4 Clima**

Según la clasificación de Köppen, modificada por García (1973), pertenece al clima c(w2) (w) b(i)g, templado subhúmedo con verano fresco, temperatura media anual entre 12 y 18°C; temperatura media del mes más frío entre -3 y 18°C, y la del mes más caliente superior a 26.5°C. El inicio del régimen lluvioso es en abril, con precipitación incipiente de 53 mm, en septiembre registra el volumen pluvial más elevado con 324 mm, para luego, en octubre descender a 146.5 mm (CONANP, 2006).

#### **4.1.5 Vegetación**

De acuerdo con Rzedowski (1978) el Parque pertenece a la Provincia Florística de las Serranías Meridionales de la Región Mesoamericana de Montaña, correspondiente esta última al Reino Holártico. Dicha provincia se distingue por incluir las elevaciones más altas del país y por la predominancia de los bosques de oyamel, pino y encino en forma equiparable. El Parque es un ecosistema forestal, donde, de los nueve géneros de coníferas representados en México, seis se encuentran en esta área, siendo *Abies religiosa* la especie más abundante (Medina y Rzedowski, 1981). De acuerdo con los estudios realizados en el Parque, la flora fanerogámica está conformada por 12 especies de gimnospermas, 423 angiospermas dicotiledóneas y 110 monocotiledóneas, distribuyéndose en 264 géneros y 73 familias. Las familias más representativas se muestran en el Cuadro 1 (CONANP, 2006).



FAMILIA	GÉNEROS	%	ESPECIES	%
Compositae	41	15.5	104	19.0
Gramineae	20	7.6	39	7.1
Labiatae	7	2.7	21	3.8
Fagaceae	1	0.3	20	3.6
Caryophyllaceae	9	3.4	19	3.4
Leguminosae	10	3.8	19	3.4
Rosaceae	10	3.8	18	3.3
Umbelliferae	10	3.8	17	3.1
Scrophulariaceae	10	3.8	17	3.1
Cyperaceae	5	1.9	17	3.1
Orchidaceae	5	1.9	15	2.7
Solanaceae	6	2.3	14	2.5
<b>TOTAL</b>	<b>134</b>	<b>50.8</b>	<b>320</b>	<b>58.7</b>

Cuadro 1. Familias con mayor representación dentro de la vegetación del Parque (CONANP, 2006).

Según la NOM-059-SEMARNAT-2001, dentro del Parque hay 5 especies sujetas a protección especial *Gentiana spathacea* "flor de hielo", *Pseudotsuga macrolepis* "flaxcal o enebro azul", *Taxus globosa* "oyamel colorado", *Furcraea bendínghausi* "shishe" y *Litsea glaucescens* "laurel". La mayor riqueza de especies se encuentra en los bosques de *Abies*, bosque de *Quercus* y bosque de *Abies-Quercus*, esto posiblemente se deba a la gran extensión que ocupan estas comunidades con respecto a los otros tipos de vegetación (Hernández, 1995).

Con base en los trabajos de Gallina *et al.* (1974), Medina y Rzedowski (1981) y Zavala (1995) se consideran los siguientes tipos de vegetación, atendiendo a su fisonomía y la proporción de su cobertura:

- Bosque de *Abies religiosa*
- Bosque de *Quercus* spp.
- Bosque de *Quercus-Abies*
- Bosque de *Abies-Quercus*
- Bosque de *Pinus* spp.
- Bosque de *Quercus-Pinus*
- Bosque de *Pinus-Quercus*
- Bosque de *Cupressus* spp
- Bosque de *Juniperus monticola*
- Pastizal

El sitio específico de trabajo es el lugar conocido como la “Peña del Cuervo” (Fig.2), el cual presenta un intervalo altitudinal entre los 2560 y los 2840 m, una ladera con dirección Norte y una pendiente que varía entre los 22° y 37°. El tipo de vegetación que caracteriza dicha área es el bosque de oyamel-encino (*Abies-Quercus*) (CONANP, 2006).

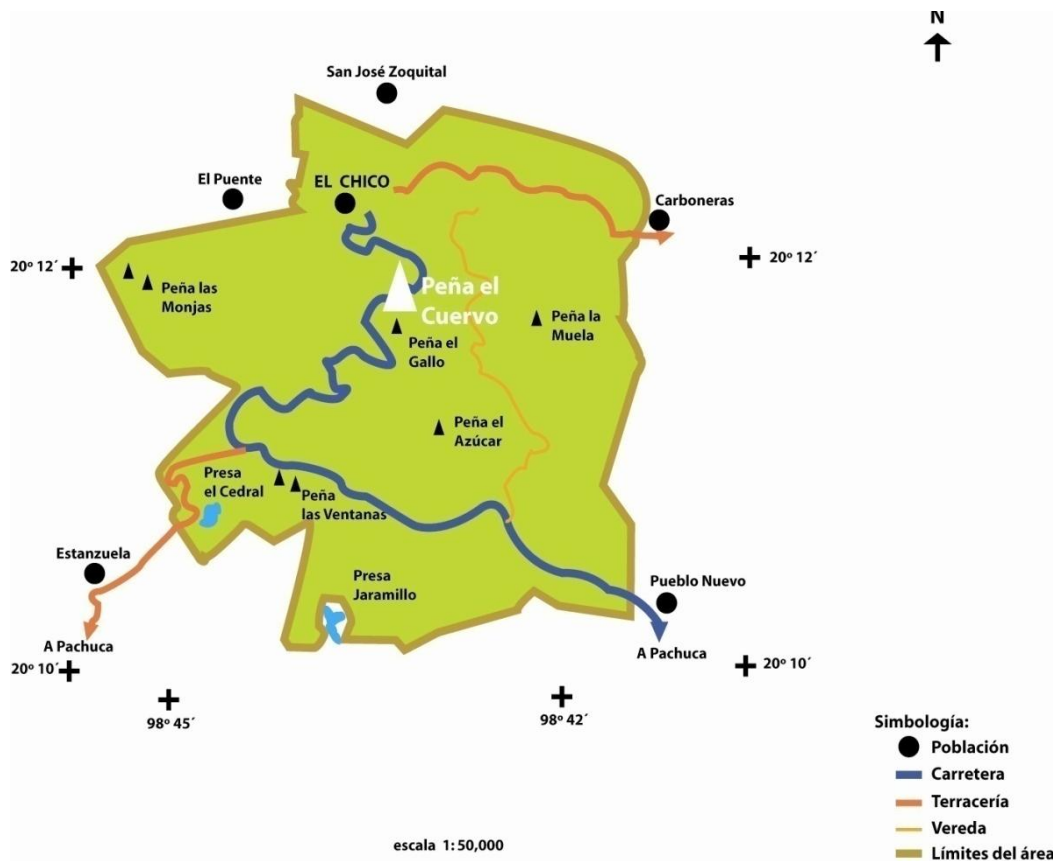


Figura 2. Localización de la Peña del Cuervo en plano esquemático del Parque Nacional El Chico, estado de Hidalgo, México. Tomado de Hernández, 1995.

## 4.2 Trabajo de campo

La realización del proyecto se dividió en dos etapas: prefuego y posfuego.

**4.2.1 Etapa prefuego:** Se llevó a cabo en el mes de octubre de 2004. Como su nombre lo dice, se realizó antes del disturbio por fuego, teniendo por objetivo determinar la estructura de la vegetación en condiciones naturales. Sobre la ladera de la Peña del Cuervo se establecieron 5 niveles, separados entre sí por 50 metros altitudinales, ubicando el Nivel 1 a 2580 m., el Nivel 2 a 2630 m., el Nivel 3 a 2680 m., el Nivel 4 a 2730 m. y el Nivel 5 a 2780 m. En cada nivel altitudinal se realizó un transecto de 10 x 80 m (800 m<sup>2</sup>) en forma perpendicular a la pendiente, cada transecto se subdividió en 4 parcelas de 20 x 10 m (200 m<sup>2</sup>) donde se realizaron las mediciones y observaciones para el estrato arbóreo. Dentro de estas 4 parcelas se delimitaron 4 parcelas más de 10 x 10 m (100m<sup>2</sup>) para la medición del estrato arbustivo. Del mismo modo, en el interior de estas parcelas se delimitaron 4 parcelas de 5 x 5 m (25 m<sup>2</sup>) para las mediciones del estrato herbáceo (Fig. 3).

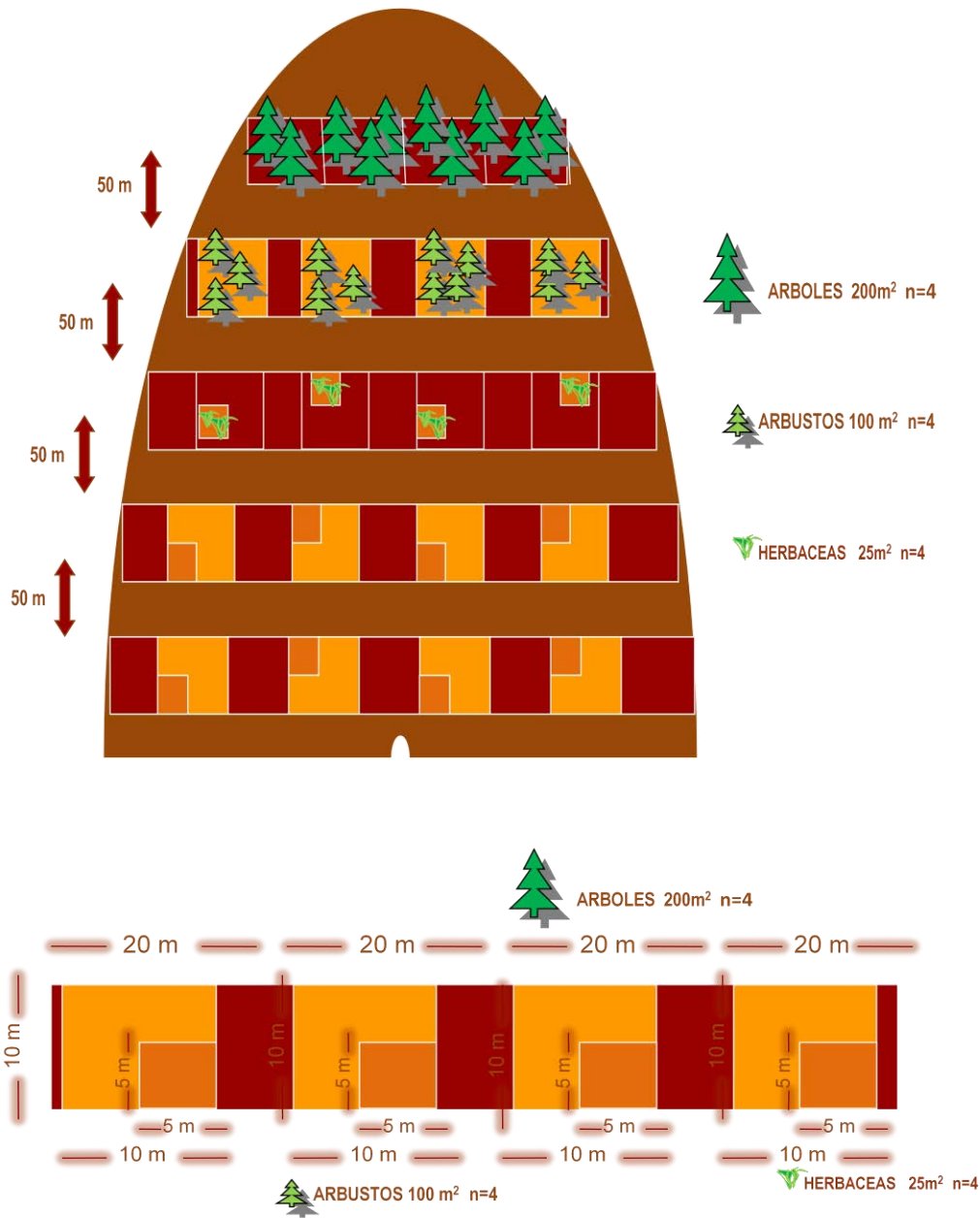


Figura 3. Esquema de las unidades de muestreo para árboles, arbusto y herbáceas, en cada nivel altitudinal.

Se registró la cobertura de cada planta ubicada en el interior de las parcelas. Para arbustos y herbáceas, la cobertura (C) se estimó a partir de la medición con flexómetro de los dos diámetros perpendiculares entre sí ( $d_1$  y  $d_2$ ), de acuerdo con la siguiente fórmula:

$$C = \pi [1/4 (d_1 + d_2)]^2$$

Donde:

C= cobertura

$\pi = 3.1416$

$d_1$  = diámetro 1

$d_2$  = diámetro 2

Para los árboles se registró la altura por medio de un clisímetro, para lo cual se obtuvo el ángulo comprendido entre la ramificación más alta del árbol con el suelo y la distancia que nos alejamos de la base del mismo, posteriormente se calculó la altura por medio del teorema de Pitágoras:

$$a = b \tan \Delta$$

Donde:

a= cateto opuesto

b= cateto adyacente

$\Delta$ = ángulo comprendido el entre cateto adyacente y la hipotenusa

También se midió el perímetro a la altura del pecho (PAP) para estimar el área basal (AB), la cual fue calculada como:

$$AB = \pi(PAP/2)^2$$

Donde:

AB= área basal

$\pi = 3.1416$

Conjuntamente, se realizó una colecta florística, que consistió en 3 ejemplares de cada planta, los cuales se prensaron inmediatamente y se llevaron al laboratorio para su secado y posterior determinación.

#### 4.2.1.1 Análisis de suelo

Con el propósito de describir algunas propiedades químicas y físicas del suelo en cada nivel de nuestro sitio de estudio, se tomaron muestras de suelo en 2 parcelas del muestreo de las herbáceas (5 x 5 m), se seleccionaron las parcelas localizadas en el extremo derecho y centro de cada uno de los pisos altitudinales, haciendo un total de 10 parcelas para los cinco niveles de estudio (Fig. 4). En las 10 parcelas seleccionadas, se tomaron 2 muestras de suelo, cada una tomada a dos distintas profundidades; la primera profundidad de 0 a 5 cm y la segunda continuando hacia abajo hasta completar 20 cm (Jackson, 1964), cada muestra con una repetición. De dichas muestras se obtuvieron características químicas como nitrógeno total (ppm), fósforo total (ppm) (Technicon Industrial Systems, 1977) y porcentaje de materia orgánica (Anderson e Ingram, 1993), mientras que la textura y el pH (Anderson & Ingram, 1993) se estimaron para determinar las características físicas del suelo.

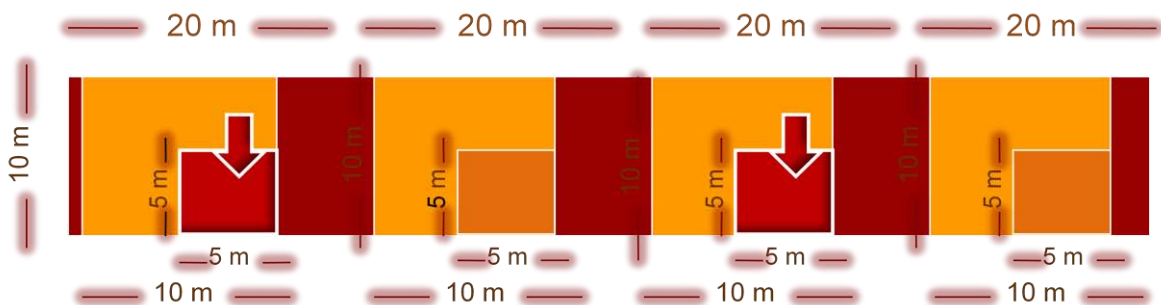


Figura 4. Parcelas elegidas para muestreo de suelo en cada piso altitudinal.

**4.2.2 Etapa posfuego:** La segunda etapa o posfuego se inició el 1º de junio de 2005.

Consistió en la quema superficial controlada de 2 parcelas del muestreo de herbáceas (25m<sup>2</sup>) en cada uno de los pisos altitudinales. Se seleccionaron las mismas parcelas del muestreo de suelo, es decir, la del extremo derecho y centro de cada nivel (Fig. 5), en total 10 parcelas para los cinco niveles.

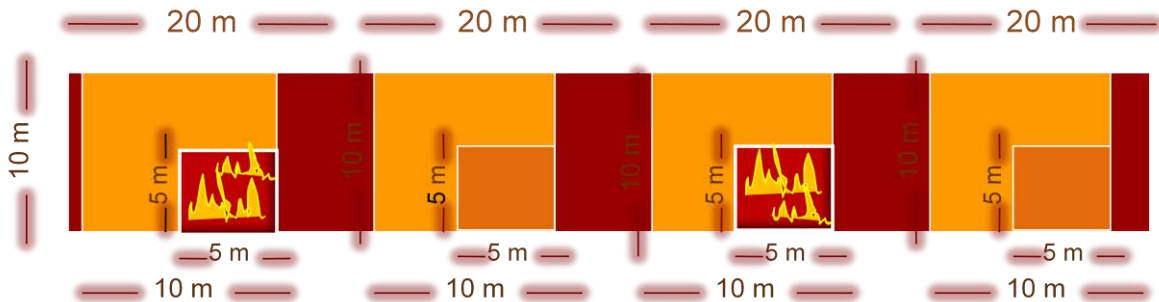
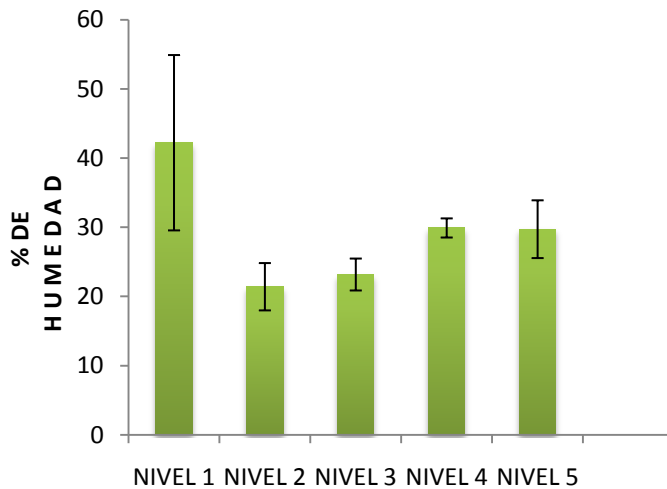


Figura 5. Parcelas elegidas para la quema superficial controlada en cada piso altitudinal.

- Planeación y realización de la quema controlada.

Para elegir la técnica de quema fue necesario tomar en cuenta los factores topográficos del área (pendiente de 29° a 35°) y las características de los combustibles forestales. Para lo último, se tomaron muestras del combustible del sitio como son hojas, ramas, estructuras reproductivas de plantas, material no identificado, etc. con el propósito de determinar su porcentaje de humedad. Se tomaron 2 muestras por parcela mediante un molde cilíndrico de aluminio de 12 cm. de diámetro. Las muestras se colocaron en bolsas de papel de estraza y se transportaron al laboratorio, donde se obtuvo su peso inicial. Posteriormente, se introdujeron en una estufa marca Felisa ® por 72 horas a 80 °C, para después pesarlas nuevamente y obtener su peso seco (Patiño, 1990).



Figur

a 6. Porcentaje de humedad (datos transformados por arco seno  $\sqrt{x/100}$ ) de los combustible colectados en cada nivel altitudinal ( $X \pm /d.e.$ ).

Considerando la topografía y el porcentaje de humedad de los combustibles (Figura 6), se eligió la técnica de quema en retroceso, que consiste en hacer que el fuego se extienda en contra del viento y baje por la pendiente. Se eligió porque desarrolla una baja altura de llama, afectando principalmente al sotobosque, con velocidad de propagación e intensidad moderada, lo que la hace ideal para ser aplicada bajo el dosel y con una línea de control cercana. Las líneas de control para evitar la propagación del fuego se construyeron retirando toda la vegetación que rodeaba a las parcelas a 1 metro de distancia, alejando así el material que pudiera ser combustible. La línea de quema se comenzó en dirección contraria a la pendiente y se permitió que el fuego se propagara hasta el otro extremo de la parcela. El método de quema aplicado fue el de Antorcha de goteo, la antorcha se alimentó con una mezcla de 3:1 gasolina y diesel. Este método es aplicable a todo tipo de quema, su manejo y transporte es simple, efectivo y barato.

- **Muestreo prefuego:** Cuatro meses después de la quema, en octubre del 2005, se realizó un muestreo de las parcelas quemados y no quemadas, de la misma forma que se hizo en el mes de octubre del año anterior durante la etapa prefuego, para determinar el establecimiento y desarrollo de plántulas y/o rebrotes.

Un año después de la quema, junio 2006, también se registraron los mismos parámetros con la intención de tener una referencia al completarse un ciclo de lluvias y secas, aunque



los datos no sean del todo comparables ya que no se realizó un muestreo prefuego en junio de 2004.

#### **4.2.2.1 Análisis de suelo y parámetros ambientales**

Para definir las condiciones ambientales a través del gradiente, se colocaron 3 sensores Hobo H8®, que registraron los datos de temperatura y humedad relativa durante un año. Los sensores se colocaron en el Nivel 5 (2780 m), Nivel 3 (2680 m) y Nivel 1 (2580 m).

También se colectaron muestras de suelo durante los meses en que se muestreó la vegetación, octubre de 2005 y en junio de 2006, cuatro y doce meses después de la quema respectivamente. Se realizaron los mismos análisis químicos y físicos que en la etapa prefuego.

#### **4.3 Trabajo de gabinete**

La determinación de los ejemplares pertenecientes a la familia Asteraceae fue realizada por el Dr. José Luis Villaseñor en el Instituto de Biología UNAM, y depositados en el Herbario MEXU. Así mismo, todos los ejemplares de la familia Fagaceae fueron determinados por la Dra. Susana Valencia Ávalos de la Facultad de Ciencias UNAM. El resto de los ejemplares se determinaron con base en el listado florístico proporcionado por Hernández (1995), las claves de Rzedowski y Rzedowski (2001) con la ayuda del Biol. Mauricio Mora.

Con los datos registrados en los distintos pisos altitudinales, se obtuvo:

a) Riqueza: Se calculó como el número de especies en cada unidad de muestreo (Magurran, 2004).

b) Diversidad: Fue calculada a partir de los valores de cobertura de cada especie, utilizando el índice de Simpson el cual expresa la probabilidad de que dos individuos extraídos al azar de una comunidad, pertenezcan a la misma especie (Magurran, 2004):

$$D = 1 - (\sum p_i^2)$$

Donde:

D= índice de diversidad de Simpson

$p_i$  = proporción de cobertura de la especie  $i$

Los índices se obtuvieron con ayuda del programa Species Diversity and Richness III ®, 2004.

c) Composición: Se calculó el Valor de Importancia Relativa (VIR) para los arbustos y herbáceas y el Índice de Dominancia (ID) para los árboles. El Valor de Importancia Relativa, que define cuáles de las especies contribuyen más a la composición de un sistema dado, se calculó para el estrato arbustivo con la siguiente fórmula (Müller-Dombois y Ellenberg, 1974):

$$\text{VIR} = (\text{Frecuencia relativa} + \text{Cobertura relativa} + \text{Densidad relativa}) / 3$$

Para ello, primero se estimaron los valores de frecuencia, cobertura y densidad de cada especie:

$$\text{FRECUENCIA} = \frac{\text{Número de parcelas en que aparece la especie A}}{\text{Número total de muestras}}$$

$$\text{COBERTURA} = \frac{\text{Cobertura de la especie A}}{\text{Área muestreada}}$$

$$\text{DENSIDAD} = \frac{\text{Número de individuos de la especie A}}{\text{Area muestreada}}$$

La cobertura, frecuencia y densidad relativas se calcularon como:

$$\text{FRECUENCIA RELATIVA} = \frac{\text{Frecuencia de la especie A}}{\text{Frecuencia total de todas las especies}} \times 100$$

$$\text{COBERTURA RELATIVA} = \frac{\text{Cobertura de la especie A}}{\text{Cobertura de todas las especies}} \times 100$$

$$\text{DENSIDAD RELATIVA} = \frac{\text{Densidad de la especie A}}{\text{Densidad de todas las especies}} \times 100$$

En el caso del estrato herbáceo, el Valor de Importancia Relativa sólo se calculó mediante los valores relativos de frecuencia y cobertura, no así de densidad relativa, ya que durante las mediciones no se podía diferenciar el número preciso de individuos de cada especie.

$$\text{VIR} = (\text{Frecuencia relativa} + \text{Cobertura relativa}) / 2$$

En el estrato arbóreo se obtuvo el Índice de Dominancia, sugerido por Sarukhán (1976), el cual depende de la densidad, frecuencia y área basal de cada especie:

$$\text{ID} = \text{i.d.} * \text{AB}$$

Donde:

ID= índice de dominancia

AB= Área basal de la especie expresada en  $\text{cm}^2$

i.d.= índice de distribución =  $D * F$ , donde; D= densidad de la especie y F = frecuencia de la especie.

#### **4.4 Análisis estadísticos**

- En la etapa prefuego se aplicó un análisis de varianza, ANOVA (Daniel, 1995), para determinar si la altura y área basal de los árboles y las variables edáficas (nitrógeno total, fosforo total, pH y porcentaje de materia orgánica) presentaban diferencias entre pisos altitudinales y profundidades. Si el resultado del análisis de varianza era significativo, se realizó una prueba de Tukey, para establecer entre cuales niveles se encontraban las diferencias. Además, se efectuó un análisis de correlación, entre el gradiente de elevación y los datos de riqueza, diversidad de especies, altura de árboles, nitrógeno total, fósforo total, pH y porcentaje de materia orgánica (Daniel, 1995).
- En la etapa posfuego, se decidió analizar los datos sin hacer distinción entre los pisos altitudinales y considerarlos solamente como repeticiones de los parámetros registrados mensualmente, ya que los resultados en la etapa prefuego mostraron que no existían diferencias significativas entre los niveles altitudinales.
- Una vez agrupados los datos, se realizaron análisis de varianza para determinar si existían diferencias significativas entre el muestreo prefuego y posfuego para los parámetros edáficos (nitrógeno total, fósforo total, pH y porcentaje de materia) y

valores de cobertura y altura en los rebrotes y plántulas de árboles. Si el resultado del ANOVA era significativo se realizó una prueba de Tukey para determinar entre cuales meses y/o profundidades de suelo, radicaba la diferencia.

- Se efectuó un Análisis de Varianza para determinar si existían diferencias significativas entre parámetros ambientales (temperatura y porcentaje de humedad ambiental) a lo largo del gradiente. También se realizó un análisis de correlación entre dichos parámetros y el gradiente altitudinal.
- Los datos de porcentaje de materia orgánica y porcentaje de humedad relativa fueron transformados mediante la fórmula del arco seno  $\sqrt{x}/100$ , para ajustarlos a distribución normal.
- Todos los datos fueron analizados con el paquete estadístico STATISTICA 6 (2001).

---

## 5. RESULTADOS

En toda la superficie muestreada se registraron en total 91 especies pertenecientes a 80 géneros y 34 familias. La vegetación se dividió en 3 estratos, herbáceo, arbustivo y arbóreo.

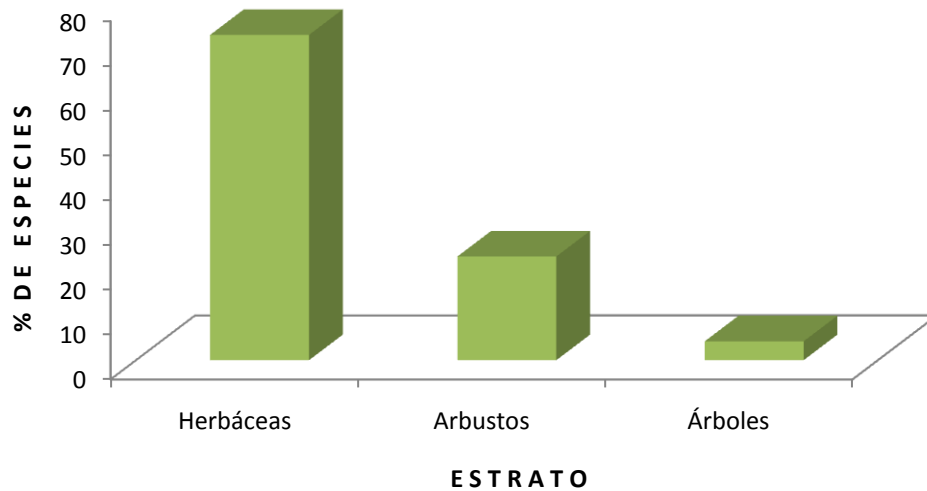


Figura 7. Porcentaje de especies registradas por estrato en la Peña del Cuervo en el Parque Nacional El Chico, Hidalgo.

### 5.1 Etapa prefuego.

a) Riqueza: Las correlaciones entre la riqueza de especies de cada estrato y el gradiente altitudinal mostraron una relación positiva para el estrato herbáceo ( $r=0.65$ ,  $P < 0.05$ ) y arbóreo ( $r=0.74$ ,  $P < 0.05$ ) y negativa para el estrato arbustivo ( $r = -0.48$ ,  $P < 0.05$ ).

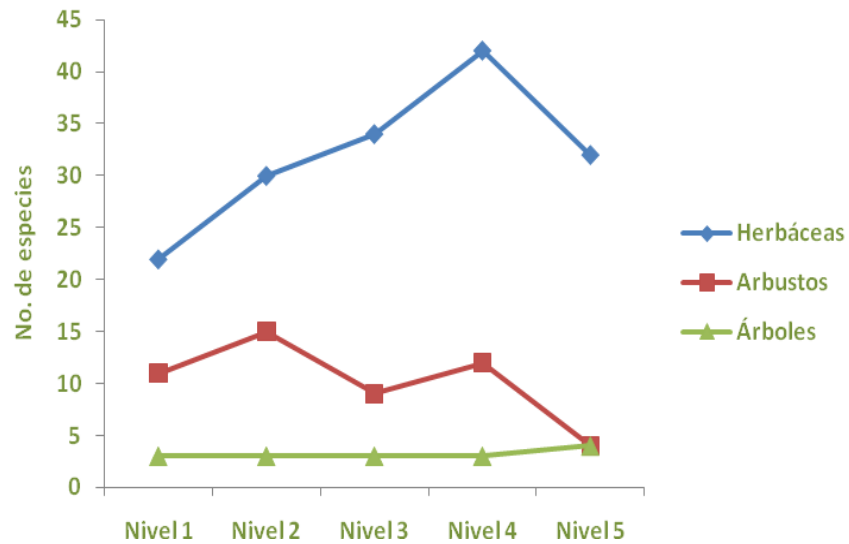


Figura 8. Riqueza de especies por estrato en los 5 niveles altitudinales durante la etapa prefuego.

b) Diversidad: La correlación entre diversidad y altitud fue positiva para el estrato herbáceo ( $r=0.78$ ,  $P < 0.05$ ), pero no se encontró relación con los estratos arbustivo ( $r=0.25$ ,  $P > 0.05$ ) y arbóreo ( $r=0.41$ ,  $P > 0.05$ ).

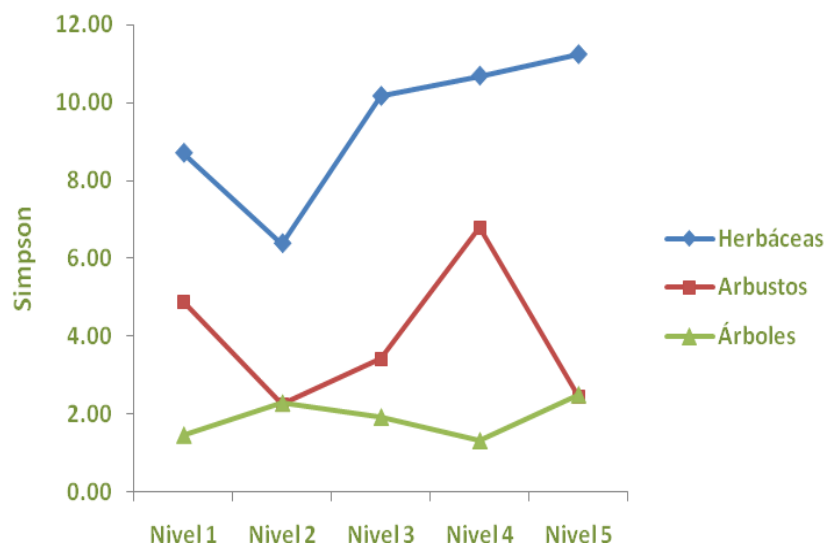


Figura 9. Diversidad de especies con índice de Simpson por estrato en los 5 niveles altitudinales durante la etapa prefuego.

c) Composición: En el estrato herbáceo, *Salvia elegans* y *Bromus dolichocarpus* se presentaron en cuatro niveles como especies de mayor importancia. En el Nivel 5 la especie de mayor importancia *Eupatorium sp.*, no apareció entre las cinco más importantes en ningún otro nivel.

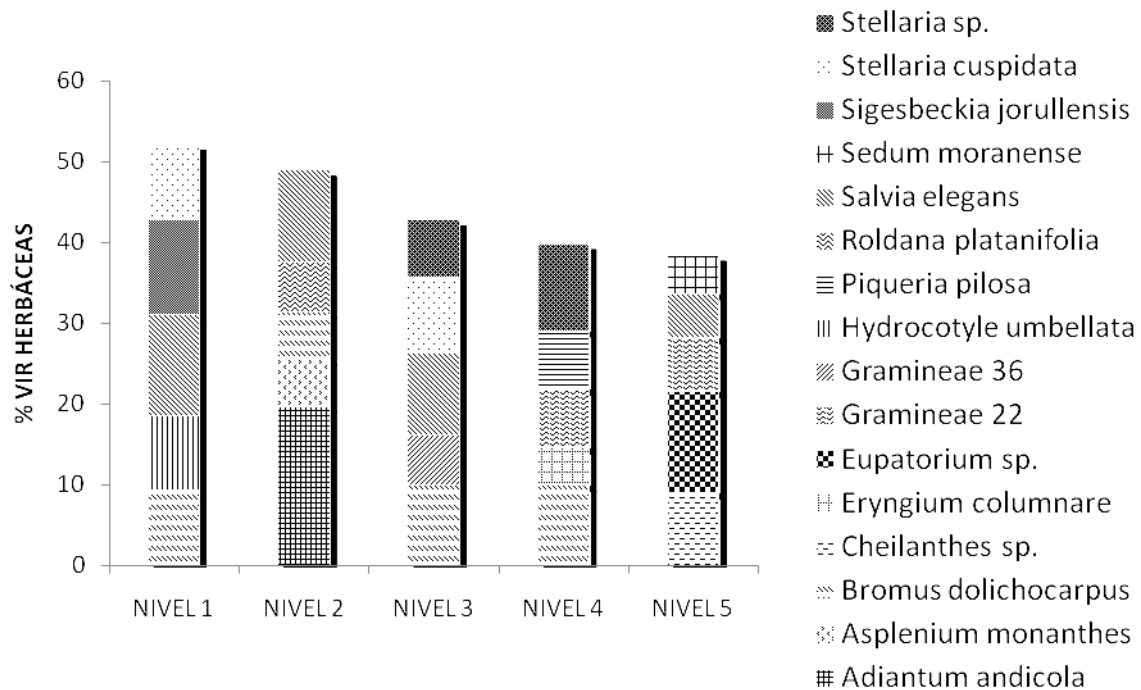


Figura 10. Las 5 especies con Valores de Importancia Relativa más altos en el estrato herbáceo para cada uno de los niveles altitudinales durante la etapa prefuego.

Con respecto a las especies arbustivas, en el Nivel 5 únicamente se registraron 4 especies, siendo *Juniperus monticola*, la especie con mayor VIR, apareciendo por única vez entre las especies con valores más altos. Las especies Asteraceae 14, *Acaena elongata*, *Fuchsia thymifolia* ssp. *thymifolia* y *Ribes affine* estuvieron entre las más importantes en la mayoría de los niveles. *Litsea glaucescens*, se encuentra entre las especies más importantes únicamente en los niveles 1 y 2.

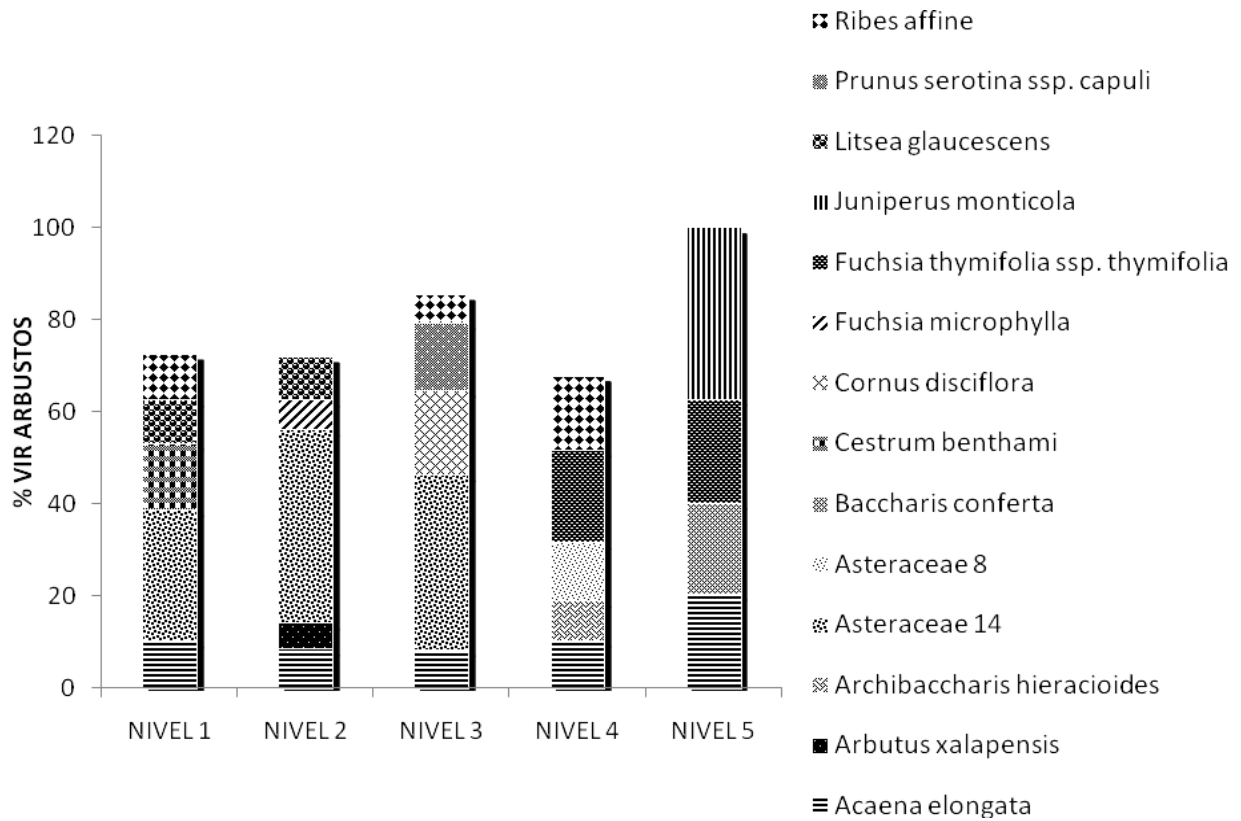


Figura 11. Las 5 especies con Valores de Importancia Relativa más altos del estrato arbustivo para cada uno de los niveles altitudinales durante la etapa prefuego.



Los índices de dominancia obtenidos en el estrato arbóreo presentaron a *Abies religiosa* como la especie con mayor dominancia en los Niveles 1, 2, 3 y 4. No obstante, en el Nivel 5, *Quercus rugosa* fue la especie más dominante. La correlación entre altura de los árboles y altitud resultó negativa ( $r=-0.36$ ,  $P<0.05$ ), pero para área basal no se presentó ningún efecto significativo al realizar el análisis de varianza y correlación.

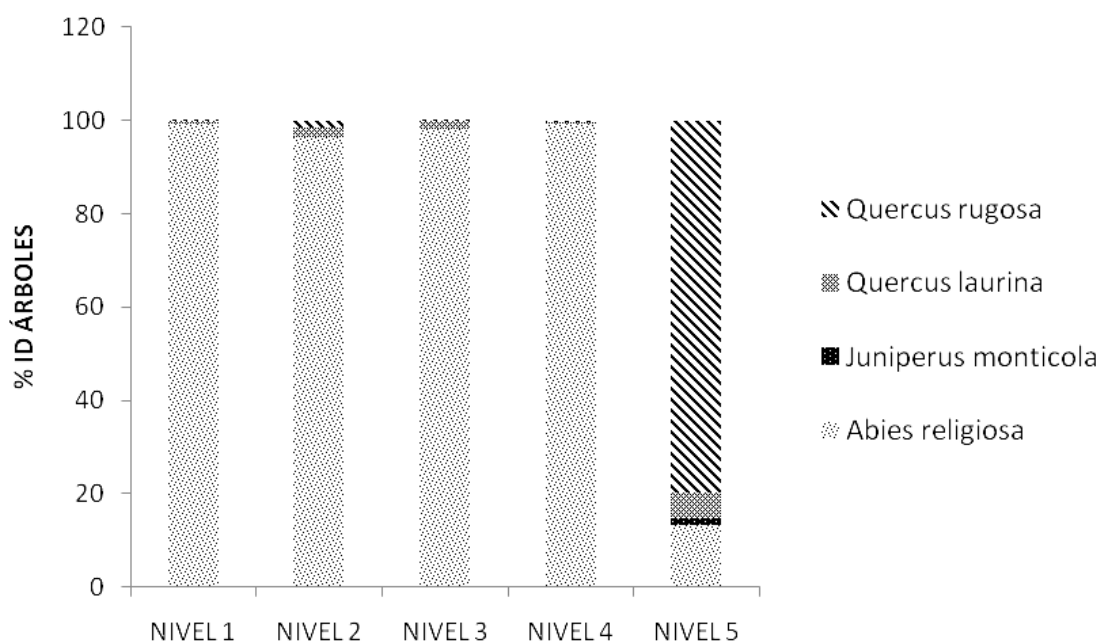


Figura 12. Índices de dominancia del estrato arbóreo en cada uno de los niveles altitudinales en la etapa prefuego

### 5.1.1 Análisis de suelo prefuego.

La materia orgánica fue la única variable que presentó diferencias significativas entre las dos profundidades del suelo ( $F_{(1,14)}=40.18$ ,  $P<0.05$ ). El porcentaje de materia orgánica presente en los primeros 5 cm. de suelo es significativamente mayor, en relación con el

porcentaje encontrado de 5-20 cm. Sin embargo, el pH, Nitrógeno total y Fósforo total no muestran diferencias entre los niveles altitudinales y entre profundidades. El tipo de textura fue migajón arenoso en todos los niveles, excepto en el Nivel 2 que presentó textura arena migajosa.

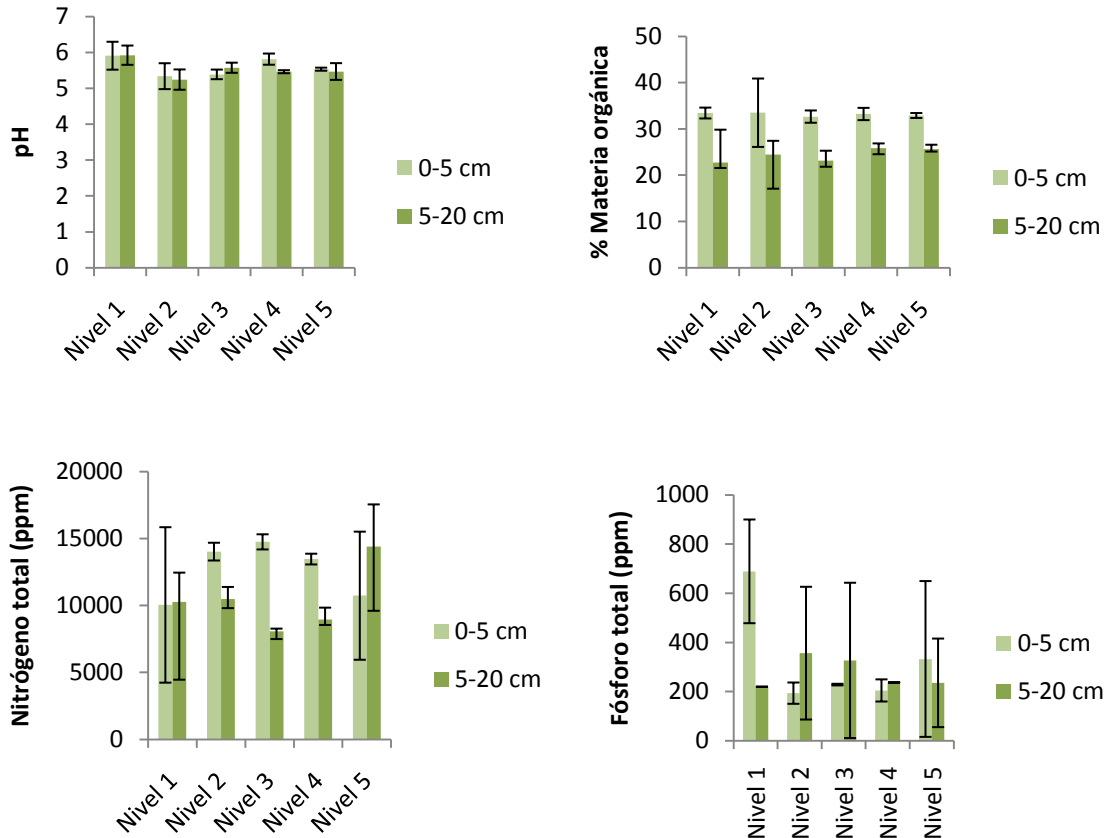


Figura 13. Parámetros del suelo durante la etapa prefuego (octubre 2005) en cada nivel altitudinal y profundidad de muestreo ( $\bar{X} \pm \text{d.e.}$ ). Los datos de porcentaje de M.O. fueron transformados por arco seno  $\sqrt{x/100}$ .

## 5.2 Etapa posfuego.

Debido a que los resultados prefuego no mostraron diferencias significativas en los parámetros de vegetación y suelo a lo largo del gradiente altitudinal, se decidió eliminar como variable a los niveles altitudinales y se les agrupó como repeticiones para los muestreos posfuego.

a) Riqueza: La riqueza de especies del estrato herbáceo y arbustivo en las parcelas quemadas disminuyó ligeramente durante el primer muestreo prefuego (octubre 2005), sin embargo, un año después de la quema, junio 2006, aumentó, superando a las parcelas control.

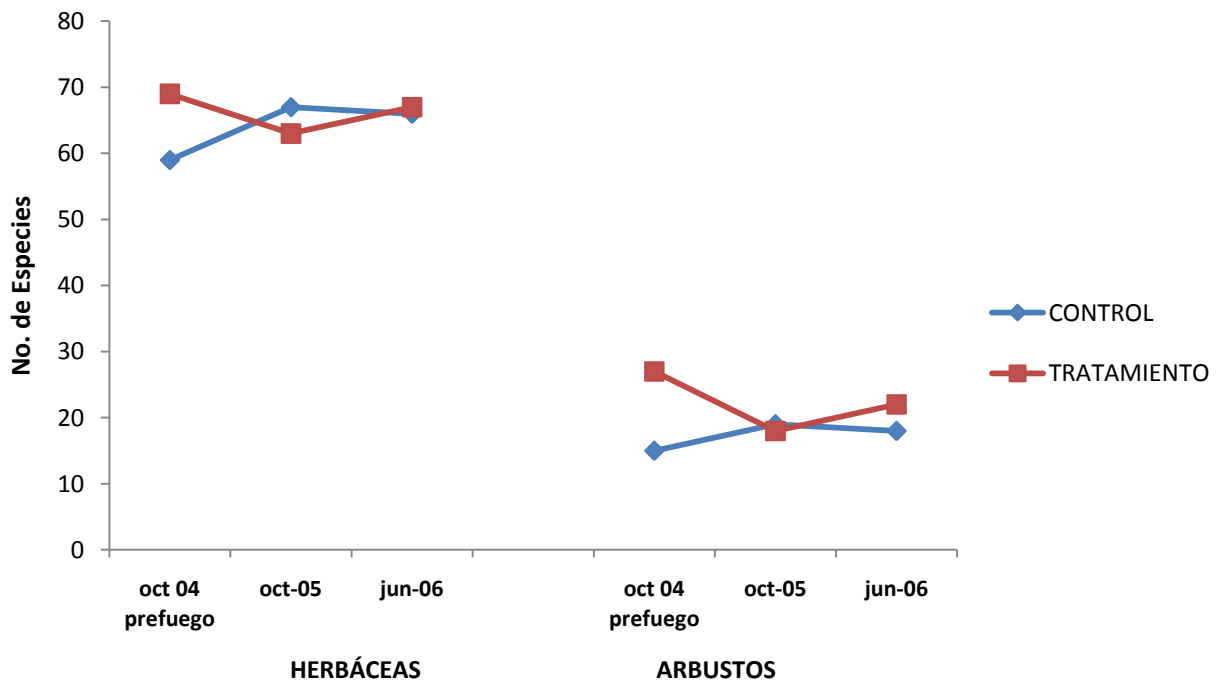


Figura 14. Riqueza de especies del estrato herbáceo y arbustivo en las parcelas control y tratamiento, antes y después del fuego.

b) Diversidad: La diversidad de herbáceas disminuyó significativamente en las parcelas tratadas con fuego en ambas fechas del muestreo posfuego. Los arbustos mantuvieron valores similares a los de las parcelas control.

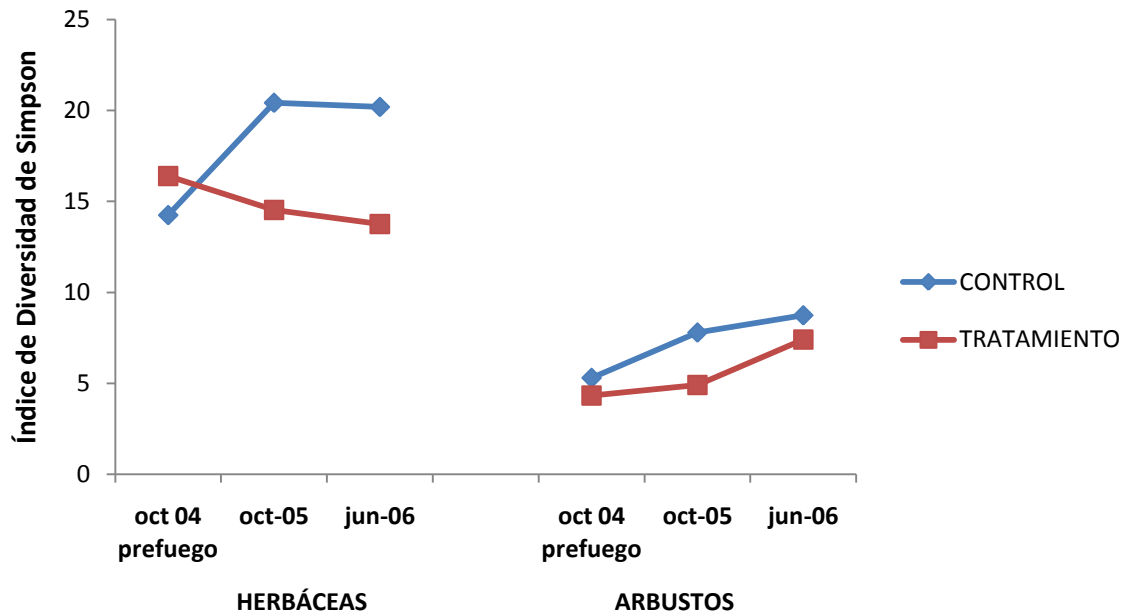


Figura 15. Índices de diversidad de Simpson del estrato herbáceo y arbustivo en las parcelas control y tratamiento, antes y después del fuego.

c) Composición: En el estrato herbáceo, *Salvia elegans* mantuvo altos valores de importancia tanto en parcelas control, como tratamiento. *Stellaria sp.*, *Archibaccharis hieracioide* y *Sigesbeckia jorullensis* presentó altos valores de importancia sólo en las parcelas quemadas. *Eupatorium sp.* se presentó como especie de alta importancia en parcelas control y tratamiento únicamente en octubre del 2005. La especie Gramineae 22 tuvo altos valores de VIR en las parcelas control, pero no fue así en los cuadros quemados.

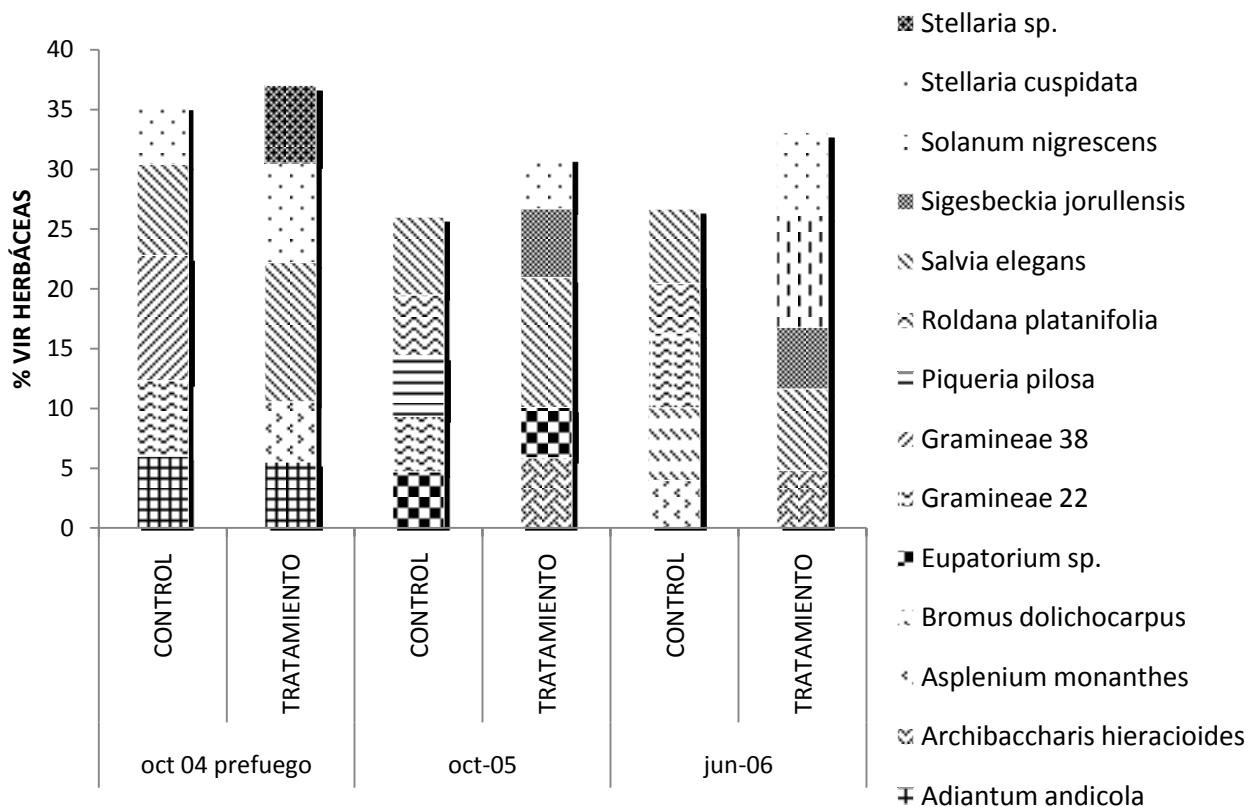


Figura 16. Las 5 especies con Valores de Importancia Relativa más altos en el estrato herbáceo en parcelas control y tratamiento, antes y después del fuego.

En el estrato arbustivo, *Acaena elongata*, *Juniperus monticola*, *Fuchsia thymifolia* ssp. *thymifolia*, *Cestrum benthami* y *Baccharis conferta* mantuvieron altos valores de importancia en parcelas control y tratamiento. *F. thymifolia* presentó un aumento de VIR en los cuadros quemados, mientras que *Asteraceae 14* disminuyó su valor casi a la mitad. *Litsea glaucescens* desaparece de las especies más importantes en las parcelas tratadas con fuego y por el contrario, *Ribes affine*, se situó entre las especies más importantes solo en las parcelas quemadas.

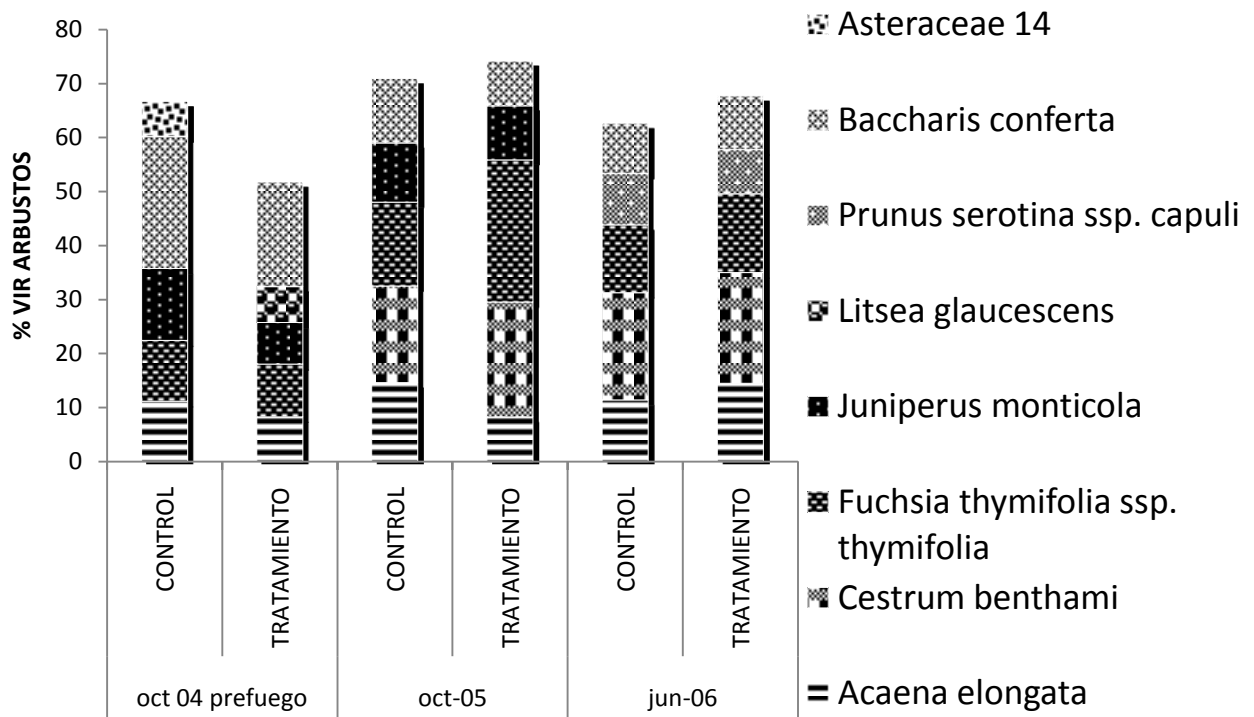


Figura 17 Las 5 especies con Valores de Importancia Relativa más altos en el estrato arbustivo en parcelas control y tratamiento, antes y después del fuego.

*Q. laurina* y *Q. rugosa* presentaron rebrotes en la base de los árboles afectados por el fuego. La altura de los plántulas y rebrotes de *Q. laurina* en las parcelas quemadas fue significativamente mayor ( $F_{(2,100)}=10.98$ ,  $P<0.05$ ) a la altura de las plántulas registradas en las parcelas control, pero solo cuatro meses después de la quema (octubre 2005).

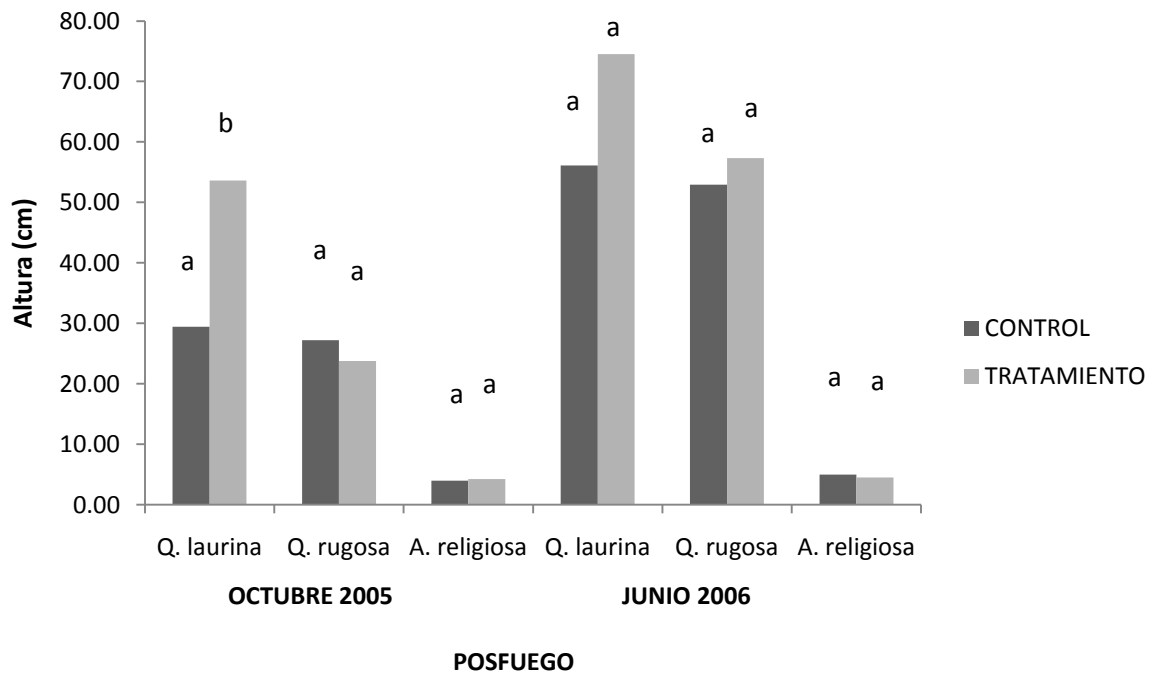


Figura 18. Altura promedio de rebrotes y plántulas de árboles después del fuego en las parcelas control y tratamiento.

Así mismo, los rebrotes de *Q. laurina* presentaron una cobertura significativamente mayor en las parcelas tratadas ( $F_{(2,100)}=10.98$ ,  $P<0.05$ ) durante octubre 2005.

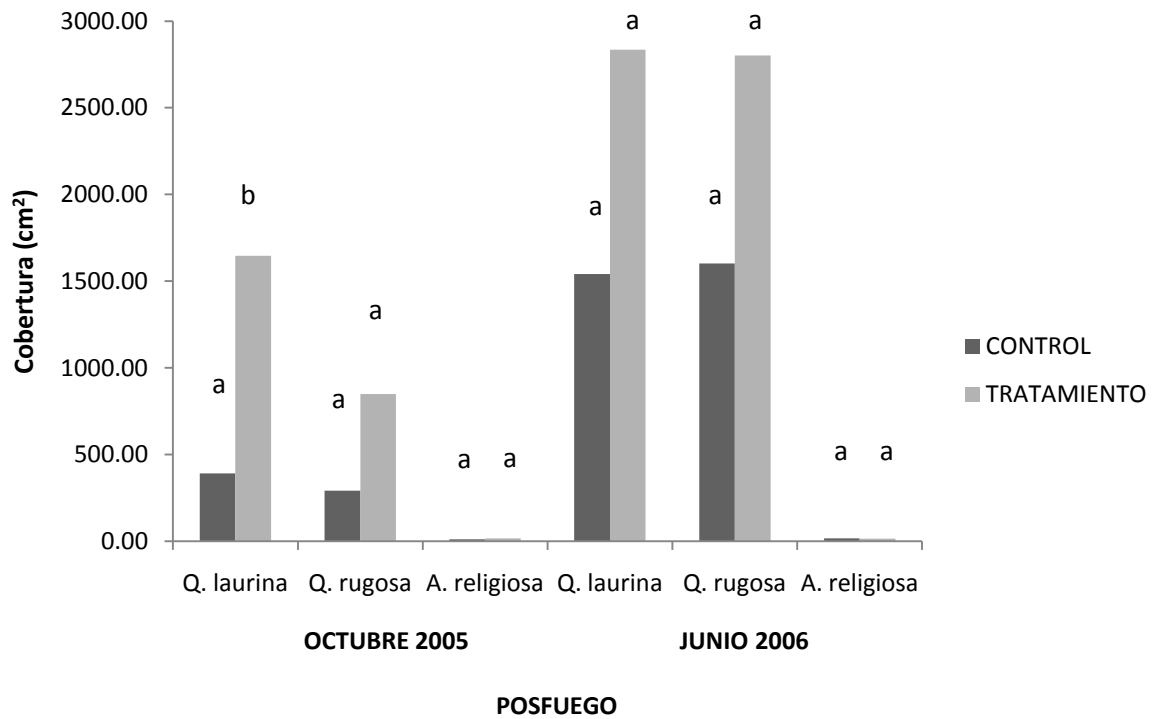


Figura 19. Cobertura promedio de rebrotes y plántulas de árboles después del fuego en las parcelas control y tratamiento.



### 5.2.1 Análisis de suelo posfuego.

Se encontraron diferencias significativas en nitrógeno total y materia orgánica entre meses de muestreo ( $F_{(8,102)}=4.42$ ,  $P<0.05$ ). La cantidad de nitrógeno de 5 a 20 cm es mayor en el muestreo prefuego que a 1 año de la quema (junio 2006) y la materia orgánica de 0 a 5 cm es mayor en prefuego que a cuatro meses de la quema (octubre 2005). Por el contrario la materia orgánica de 5 a 20 cm es mayor solamente hasta 1 año después de la quema (junio 2006). Entre profundidades también se encontraron diferencias significativas ( $F_{(4,51)}=19.77$ ,  $P<0.05$ ). El porcentaje de materia orgánica fue mayor en los primeros 5 cm de suelo antes y después de la quema. Mientras que, la cantidad de nitrógeno fue mayor en los primeros 5 cm de suelo únicamente en los muestreos posfuego. Finalmente, la textura del suelo se mantuvo como migajón arenoso.

	PREFUEGO		POSFUEGO		
	octubre 2004		octubre 2005		junio 2006
<b>NITROGENO (ppm)</b>					
0 - 5 cm	12603.5	a	11781.2	a	12412.5 a
5 - 20 cm	10425.6	ab	7254.4	bc	6670.7 c
<b>FÓSFORO (ppm)</b>					
0 - 5 cm	329.3	a	257.2	a	490.1 a
5 - 20 cm	274.7	a	144.8	a	241.1 a
<b>MATERIA ORGANICA %</b>					
0 - 5 cm	33.1	a	25.7	c	27.7 ac
5 - 20 cm	24.4	b	18.8	bd	18.4 d
<b>pH</b>					
0 - 5 cm	5.6	a	5.5	a	5.7 a
5 - 20 cm	5.5	a	5.7	a	5.8 a
<b>TEXTURA</b>	migajón arenoso		migajón arenoso		migajón arenoso

Cuadro 5. Resultados de la prueba de Tukey entre meses y profundidades de los parámetros de suelo.

### 5.2.2 Parámetros ambientales.

Las temperaturas más altas se registraron en el mes de abril y las temperaturas más bajas en el mes de enero. El análisis de varianza no mostró diferencias significativas entre niveles altitudinales ( $F_{(2,36)}=2.08$ ,  $P>0.05$ ), sin embargo, se encontró una correlación negativa ( $r=-0.32$ ,  $P<0.05$ ).



Figura 20. Temperatura mensual promedio, registrada de julio de 2005 a julio de 2006, en los Niveles 1, 3 y 5 ( $\bar{X} \pm /d.e.$ ).

Respecto a los porcentajes de humedad relativa (Fig. 21), los porcentajes más altos se presentaron en los meses de julio y agosto y los más bajos durante el mes de abril. No se encontraron diferencias significativas en porcentaje de humedad a través del gradiente altitudinal ( $F_{(2,36)}=0.29$ ,  $P>0.05$ ). Tampoco se encontró correlación entre porcentaje de humedad relativa y niveles altitudinales ( $r=0.11$ ,  $P>0.05$ ).

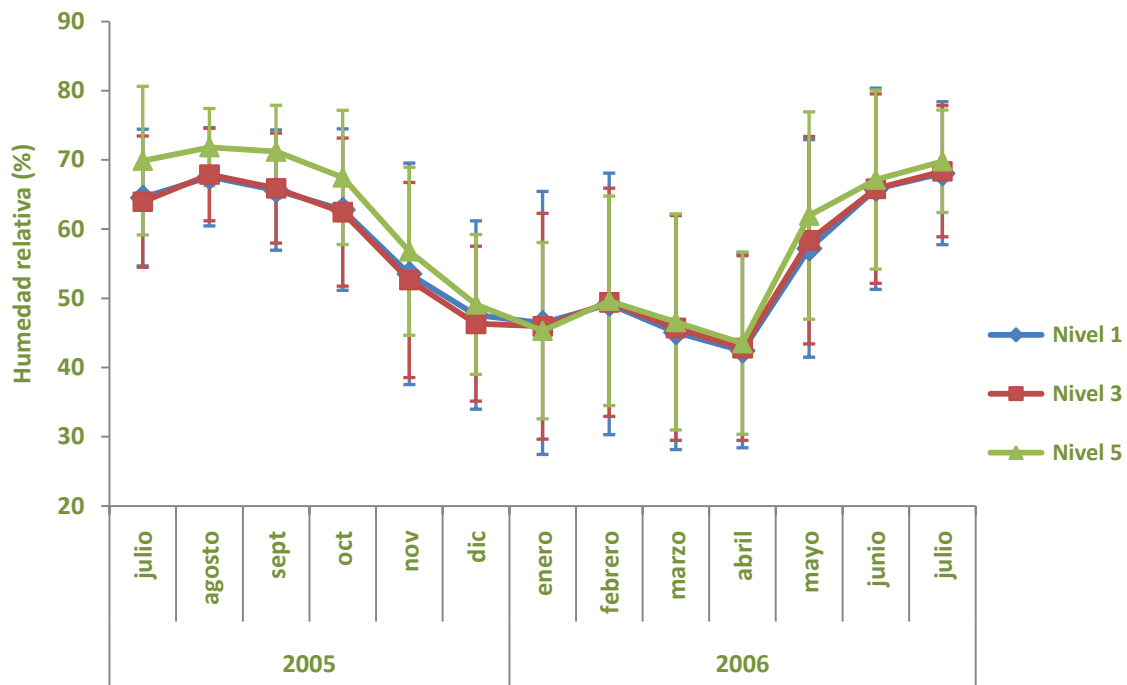


Figura 21. Humedad relativa mensual promedio registrada de julio de 2005 a julio de 2006, en los Niveles 1, 3 y 5 ( $\bar{X} \pm /d.e.$ ). Los datos fueron transformados por arco seno  $\sqrt{x}/100$ .

---

## 6. DISCUSIÓN

### 6.1 Etapa prefuego.

La mayor riqueza y diversidad de especies se encontró en el estrato herbáceo, como es característico en los bosques templados de México, debido a la contribución de especies tropicales en el sotobosque, combinadas con las especies propias de áreas templadas (Challenger, 1998). El estrato herbáceo mostró que al incrementar la altitud, incrementa la riqueza y la diversidad de especies. La mayoría de los estudios en gradientes altitudinales más amplios y con cambios en factores ambientales más drásticos muestran lo contrario; las laderas de montañas con una significativa amplitud climática generalmente tienen más especies en las partes bajas que en la cima (Körner, 2007). Sin embargo, nuestros resultados coinciden con lo encontrado por Sánchez-González y López-Mata (2005), quienes encontraron que la riqueza y diversidad de todos los estratos aumenta al aumentar la altitud, aunque en nuestro estudio el estrato arbustivo no presentó esta tendencia.

Considerando todos los estratos, la mayor riqueza y diversidad de especies se encontró en los tres niveles intermedios. Dicho patrón, en el cual la riqueza presenta valores máximos en las elevaciones medias, es semejante a lo observado en otros estudios. De acuerdo con Vetaas y Gerytnes (2002) alrededor de la mitad de los estudios publicados muestran un pico de riqueza de especies vegetales en las elevaciones medias, lo que puede explicarse debido a la humedad óptima en las elevaciones medias y la combinación en la disponibilidad de recursos (Rosenzweig, 1995; Rahbek, 1995,1997).

Además se encontró un efecto del gradiente sobre la altura de los árboles, los árboles son de tallas más pequeñas al aumentar la altitud. Estos resultados se atribuyen principalmente a los individuos de *Abies religiosa*, ya que esta especie muestra una tendencia a disminuir la altura de sus individuos en cada aumento de nivel altitudinal. Lo anterior concuerda con lo obtenido por López en 2003, quien también registró una disminución en la altura de los árboles de *Abies religiosa*. En otros estudios se han encontrado modificaciones en la talla de una especie a través de las franjas de un gradiente altitudinal (Dansereau, 1957, Cavieres, 2000; Körner, 2007).

---

En cuanto a los Valores de Importancia Relativa del estrato herbáceo, *Salvia elegans* y *Bromus dolichocarpus* están entre las especies más importantes en todos los niveles altitudinales, siendo *Salvia elegans* una especie indicadora de disturbio en bosques de *Abies* cuando se presenta en grandes grupos ( Madrigal, 1967). Los niveles 1, 2, 3 y 4 comparten la mayoría de las especies más importantes, con porcentajes también similares, pero el nivel 5 difiere de forma más relevante, ya que presentó a *Eupatorium sp.*, *Cheilanthes sp.* y *Sedum moranense*, con altos valores de VIR que no se encuentran en el resto de los niveles.

En el estrato arbustivo, las especies con mayores VIR son muy similares en todos los niveles altitudinales, compartiendo especies como *Asteraceae 14*, *Acaena elongata*, *Fuchsia thymifolia ssp. thymifolia* y *Ribes affine*. Sin embargo, *Juniperus monticola*, la especie con mayor VIR del Nivel 5 en el estrato arbustivo, no se presenta en el resto de los niveles. Madrigal (1967) también menciona que *J. monticola* es una especie común en el bosque de oyamel en altitudes superiores a 2600 m. *Litsea gluacenscens*, especie protegida, tuvo altos valores de importancia solo en los Nivele más bajos, 1 y 2. Tanto *Acaena elongata* y *Litsea gluacenscens* fueron también registradas por Solano (1998) como especies con altos VIR, pero entre los 2650 a 2750 m. s.n.m.

En el estrato arbóreo, *Abies religiosa* es evidentemente dominante en los primeros 4 niveles, seguida por *Quercus rugosa* y *Quercus laurina* pero con valores considerablemente menores. Madrigal (1967) menciona que las masas boscosas de oyamel en la región del Chico se encuentran a una altitud menor que en cualquier sitio de la Cuenca del Valle de México, por lo que se halla inusualmente ubicado. Debido a esto, resulta interesante el hecho que este tipo de vegetación se establezca a pesar de encontrarse en los límites de temperatura, precipitación y altitud tolerables. Podemos suponer que en nuestro sitio de estudio no se encuentra un bosque de *Abies* puro porque tan solo se ubica a 2580 m s.n.m. y por lo tanto las condiciones ambientales permiten el establecimiento y asociación con otras especies de árboles, como *Quercus spp*, los cuales son frecuentemente encontrados en los lomeríos de los bosques de *Abies* en el Valle de México (2300 a 2500 m s.n.m.).

No obstante, el Nivel 5 presenta un amplia dominancia de *Q. rugosa*. Rzedowski (2001) encontró que dicha especie es abundante en el Valle de México formando encinares

---

que cubren la parte alta de los cerros entre 2500 y 3150 m de altitud. El gradiente de nuestro sitio de estudio tiene como peculiaridad, que la cima de la Peña del Cuervo termina pocos metros después del último nivel de estudio, por lo tanto, el Nivel 5 (2780 m. s.n.m.), tiene una mayor exposición solar y posiblemente estas condiciones fueron más propicias para el crecimiento de los encinos. Mientras que *A. religiosa*, no se desarrolla de forma exitosa en la cima, porque requiere de un dosel cerrado para la germinación de sus semillas y crecimiento de plántulas (García, 2003). Las mencionadas diferencias en las características ambientales del Nivel 5, que modificaron la composición del estrato arbóreo, también pueden explicar los contrastes encontrados en la composición del estrato arbustivo y herbáceo de este mismo nivel.

#### **6.1.1 Análisis de suelo prefuego.**

Respecto a los parámetros químicos del suelo, la cantidad de materia orgánica es significativamente mayor en los primeros 5 cm de profundidad, presentando valores cercanos a 30%, mientras que, en lo más profundo son de casi la mitad. El alto contenido de materia orgánica los caracteriza como suelos muy fértiles, ya que en la materia orgánica, se encuentra la principal fuente de nutrientes para las plantas (Fisher y Binkley, 2000). Rzedowski (1978) y Madrigal (1967) también reportan en los bosques de *Abies* porcentajes similares, llegando hasta 35% de M.O. y se presenta un descenso en su contenido a medida que se profundiza el perfil. No obstante, Amescua y Valderrama (1999) registran valores muy por debajo en los bosque de *Abies* en el interior del Parque, con 3.96%, y 6.43% en los bosque de *Abies-Quercus*. Rezaei y Gilkes (2005), al igual que en nuestro caso, tampoco encontraron que existiera una relación significativa entre altitud y contenido de materia orgánica. Lo anterior puede deberse a que la temperatura y la humedad relativa no presentaron diferencias significativas a lo largo del gradiente altitudinal, y la concentración de la materia orgánica esta principalmente influenciada por dichas variables ambientales (Wanhong Dai y Yao Huang, 2006).

Nuestros resultados mostraron una disminución en el contenido de nitrógeno total en la profundidad de 5 a 20 cm. Lo que coincide con lo encontrado por Madrigal (1967), ya que en la mayoría de los bosques de *Abies* del Valle de México, el contenido de nitrógeno disminuye con la profundidad del perfil.

---

El pH es ácido en todos los niveles. Las fluctuaciones en pH son muy pequeñas, lo que hace suponer que los requerimientos del bosque de oyamel son estrechos, de manera semejante a lo que ocurre con el clima. La textura de nuestros suelos es en la mayoría de los niveles migajón arenoso. La textura migajón arenoso combina el buen drenaje, la buena capacidad de retención de agua y buena aireación, aunque pueden mantener menos agua y minerales que los arcillosos (Buckman y Brady, 1993).

En general las características de suelo en nuestro sitio de estudio corresponden con las reportadas por Rzedowski (op.cit) y Madrigal (1967) para bosque de oyamel, describiéndolo como suelos de textura migajón arenoso ligeramente ácidos y con gran cantidad de materia orgánica. Coincidiendo con nuestros resultados, Dezzio y colaboradores en 2004, no encontraron diferencias significativas en las propiedades del suelo a lo largo del gradiente, a pesar de trabajar en un gradiente altitudinal más amplio (800-1500 m.).

## **6.2 Etapa posfuego.**

La riqueza de herbáceas y arbustos se comportó de forma muy similar ante el fuego. En ambos casos, durante el mes de octubre la riqueza tanto de las herbáceas como de los arbustos disminuyó ligeramente en las parcelas afectadas por la quema. Lo anterior puede explicarse debido a que el fuego superficial afecta principalmente al estrato herbáceo y en segundo término al estrato arbustivo. A pesar de que en el mes de octubre se registran las mayores precipitaciones y que en las parcelas control la riqueza se vio favorecida por las lluvias, en las parcelas quemados parece necesario un período mayor a 4 meses para apreciar una recuperación, ya que un año después de la quema (junio 2006) la riqueza en herbáceas y arbustos aumentó alcanzando valores muy similares a los de las parcelas control. Lo anterior coincide con Mimbrera y Medina (2001), quienes encontraron que en un año de observación de una zona afectado por fuego dentro del Parque, la aparición de especies se fue incrementando a medida que las condiciones de disturbio fueron menos inmediatas, alcanzando la máxima representación finalizando el periodo de lluvias, con la mayor riqueza en el mes de noviembre. Noble y Slatyer (1980), mencionan que el aumento en el número de especies herbáceas después de un incendio dependerá de la cantidad de lluvia recibida.

---

La diversidad presentó una tendencia distinta al de la riqueza. Las herbáceas disminuyeron significativamente su diversidad después de 4 meses y aún después de 12 meses de la quema. Asumiendo que el índice de diversidad de Simpson, proporciona información sobre la diversidad de un área basándose en la riqueza de especies y el número de individuos con cada especie contribuye a la composición de la comunidad (Magurran, 1994), podemos suponer que, a pesar de que la riqueza de especies es muy similar a la que se encontraba en la etapa prefuego, la proporción de individuos con la que cada especie de herbáceas contribuye a la comunidad, se modificó. Es decir, algunas especies se favorecieron por la quema y presentaron mayor regeneración o germinación, contribuyendo con una mayor cobertura que la registrada antes del fuego, desplazando a otras especies y trayendo consigo una disminución en la diversidad.

En los arbustos por el contrario, la reducción de la diversidad no fue tan significativa y mantuvo valores muy similares a los de la vegetación sin disturbio por fuego. El estrato arbustivo en realidad estuvo menos perturbado por la quema superficial de baja intensidad. Además, la mayoría de las especies que componen el estrato arbustivo son perennes y el número de individuos por especies no se ve tan afectado, ya que desde los primeros meses después de la quema, el estrato comenzó a recuperarse sin estar tan influenciado por la temporada de lluvia o sequía.

En cuanto a la composición posfuego, *Salvia elegans* se encuentra entre las especies con mayor valor de importancia tanto en las parcelas control como en las afectadas por fuego. Es una especie exitosa debido a su rápida regeneración vegetativa que la hace resistente a condiciones de perturbación (Rzedowski y Rzedowski, 2001; Mimblera y Medina, 2001).

De la familia Gramineae, especies de pastos como *Bromus dolichocarpus* y Gramineae 22, que se consideran como especies tolerantes a disturbios y presentan gran capacidad de crecimiento vegetativo por medio de rizomas o macollos (Rzedowski y Rzedowski, 2001), en esta ocasión no se vieron favorecidas por el fuego, ya que solo se encontraron entre las especies más importantes en las parcelas control, no así en las quemadas.

*Stellaria sp.*, *Archibacharis hieracioide* y *Sigesbeckia jorullensis* resultaron exitosas en las parcelas sometidas al fuego. *Stellaria sp.* típicamente es una especie rastrera, lo que le permite una prolongada unión a la madre y un flujo de nutrientes constantes durante las



---

primeras etapas de desarrollo (Hemicriptofitas), además de presentar un fuerte vigor después de la época de lluvias (Madrigal, op.cit.). Mientras que *Archibaccharis hieracioide* poseen un vilano (estructura en las semillas que facilita la dispersión) largo y bien desarrollado al cual podemos atribuir su mejor dispersión en las zonas afectadas por fuego. *Sigesbeckia jorullensi* tiene brácteas largas, pubescentes y muy pegajosas, lo cual facilita su propagación, principalmente por la fauna, además esta reportada como abundante en condiciones de disturbio (Rzedowski y Rzedowski, 2001).

*Eupatorium sp.* fue una de las especies más importantes en parcelas control y tratamiento pero únicamente a 4 meses de la quema. Coincidiendo con Mimblera y Medina (2001), *Eupatorium sp.* se encuentra entre las especies más importantes de las parcelas sometidas al fuego en los primeros 6 meses después de la quema, ya que presentan un vilano bien desarrollado.

En el estrato arbustivo, la mayoría de las especies más importantes son las mismas que en de la etapa prefuego y en las parcelas control y tratamiento, registrando continuamente especies como *Acaena elongata*, *Juniperus monticola*, *Fuchsia thymifolia*, *Cestrum benthami* y *Baccharis conferta*. *Cestrum benthami* puede explicar su éxito en sitios perturbados por sus frutos, con una gran cantidad de semillas, grandes y atractivos para ser consumidos por la fauna y ser dispersados fácilmente. *Fuchsia thymifolia* mostró un aumento en su porcentaje de importancia en las parcelas quemadas, coincidiendo con Mimblera y Medina (2001) que mencionan a *Fuchsia microphylla* y *Fuchsia thymifolia* como una especies que tiende a alcanzar una gran cantidad de individuos después de la época de lluvias, atribuyéndolo a que durante esta época sus reservas de agua y nutrientes se incrementan y son suficientes para generar nuevos brotes. *Ribes affine* por otro lado, solo presentó altos valores de importancia en las parcelas quemadas. Por el contrario, la única especie de la familia Lauraceae y clasificada como protegida, *Litsea glaucescens*, fue perjudicada por el fuego, ya que sólo se encontró entre las especies con mayor VIR en las parcelas control.

A pesar de que la mayor parte de las especies del estrato arbustivo no cuentan con estructuras especializadas de almacenamiento de nutrientes o energía, fueron capaces de generar brotes vegetativos para recuperarse después del fuego superficial de baja intensidad.

---

De acuerdo con Madrigal (*op. cit.*) en el bosque de *Abies* las especies indicadoras de disturbio por fuego son principalmente *Arbutus xalapensis* y 2 especies amacolladas de *Muhlenbergia*. *Siegesbeckia spp.*, *Baccharis conferta* que se agrupan señalando un principio de colonización. Del mismo modo algunas otras especies como *Acaena elongata* y *Salvia elegans* se agrupan en los sitios más abiertos, es decir aquellos sitios que probablemente han sufrido un mayor disturbio, ya que en sitios no perturbados se presentan en forma aislada (Rzedowski, *op. cit.* y Madrigal, *op. cit.*). En nuestro caso todas estas especies, indicadoras de disturbio, se encuentran tanto en la etapa prefuego como en la posfuego, lo que nos hace suponer que nuestro sitio de estudio había estado expuesto a otros disturbios anteriormente.

El ligero efecto de la quema superficial en la base de los árboles, produjo en *Q. laurina* y *Q. rugosa*, rebrotes en la base de sus troncos. *Q. laurina* fue principalmente favorecida por el fuego, presentando rebrotes más altos y de mayor cobertura durante el mes de octubre de 2005, a solo 4 meses después de la quema. La capacidad en ciertas especies de encinos para rebrotar debido al paso del fuego, también se ha reportado por Peña-Ramírez y Bonfil (2003) y Zavala (2000). Por su parte, las plántulas de *A. religiosa*, no presentaron diferencias significativas en su cobertura y altura entre las parcelas quemadas y no quemadas, por lo que podemos pensar que las plántulas de esta especie, al menos durante el primer año posfuego, no se afectaron por la quema superficial. .

En general nuestros resultados concuerdan con los obtenidos por Mimbrenra y Medina (2001) y Flores (2007), ya que dichos autores mencionan que las especies más abundantes después de un incendio en un bosque de *Abies*, corresponden a las familias Compositae y Lamiaceae y en menor proporción a las familias Caryophyllaceae y Solanaceae. Las pequeñas diferencias entre la composición de las especies, pueden deberse a la diferencia en los tipos de vegetación, ya que el tipo de vegetación del presente estudio es un bosque mixto de *Abies-Quercus* y no sólo de *Abies*, como en los estudios mencionados.

Se observó que después de la quema, las especies pioneras corresponden a especies propias de la vegetación, son especies que aumentan el número de individuos en condiciones de disturbio. Esto sugiere que el fuego, al ser de tipo superficial, propicia una sucesión secundaria (Madrigal 1967). En otros estudios, en condiciones similares, se ha

---

encontrado que no existe una sucesión como tal, sino que se presenta un remplazo de especies con algunas que ya se encontraban en el sitio antes de que ocurriera el disturbio (Lloret y Vilá, 1997; Morgan, 1999 citado por Martínez, 2001, Bond y Van Wilgen, 1996). Muchas especies, al encontrarse en estado latente, mediante propágulos que se encuentran debajo del suelo sobreviven al incendio y la recuperación se da por el establecimiento de las especies a partir de estos propágulos y por otros mecanismos de dispersión de especies provenientes de los sitios cercanos (Hutchinson et. al., 2005). Probablemente, la baja intensidad de la quema superficial provocada durante este estudio, no dio oportunidad al establecimiento de nuevas especies, ya que el terreno no quedó desprovisto completamente de vegetación y no se requirió de especies tolerantes a fuertes restricciones ecológicas. Sin embargo, las condiciones después del disturbio fueron favorables para el establecimiento de algunas especies, debido a la poca competencia por los recursos.

#### **6.2.1 Análisis de suelo posfuego.**

La materia orgánica disminuyó en relación a la etapa prefuego en el horizonte de 0 - 5 cm a sólo 4 meses de la quema. La disminución a 4 meses de la quema en el porcentaje de materia orgánica, resultó del efecto del fuego sobre ella, ya que de ahí se alimenta, pero dicho efecto fue solo a corto plazo. Posteriormente se registró una recuperación a 1 año de la quema. De acuerdo con Aguirre (1978), los incendios superficiales de baja intensidad no causan mermas considerables en el contenido de materia orgánica, ya que únicamente consumen los materiales orgánicos secos que no están en proceso de descomposición o los que se encuentran en proceso de descomposición dependiendo de su contenido de humedad.

Comparando entre profundidades, tanto en el muestreo prefuego como posfuego, la materia orgánica se mantuvo con un mayor porcentaje en los primeros 5 cm de suelo. Rodríguez (1988) propone que el incremento en la materia orgánica en el suelo superficial después de una quema, se debe al aumento de minerales disponibles, las hierbas, árboles y arbustos crecen más, de ahí que al generar más biomasa también producen más detritos.

Coincidiendo con nuestros resultados, García en el año de 2003, también detectó variaciones en el porcentaje de materia orgánica después de que un incendio superficial

---

afectó un bosque de *A. religiosa* en el Parque, encontrando un aumento en la cantidad de materia orgánica, principalmente en la primera capa, de 0 a 10 cm de profundidad. DeBano, (1998), menciona que los fuegos no muy severos causan cambios poco detectables en la cantidad de materia orgánica de la superficie del suelo, sin embargo, sí se registran incrementos, debido a una descomposición e incorporación más rápida de los fragmentos orgánicos sobre las superficies quemadas.

Por otro lado, el nitrógeno total un año después de la quema, se redujo en la profundidad de 5 a 20 cm en relación al muestro prefuego. Sin embargo, al comparar entre profundidades, únicamente durante la etapa posfuego el nitrógeno total fue mayor en los primeros 5 cm de suelo. Concordando, García (2003) registró un aumento en el porcentaje de nitrógeno en los primeros 10 cm. del suelo afectado por un incendio superficial. El aumento puede deberse a la abundante cantidad de material vegetal incorporada al suelo en forma de ceniza, la cual contiene un alto porcentaje de nitrógeno (Parker et al., 2001). Al oxidarse la materia orgánica por acción de las altas temperaturas, pueden presentarse reducciones en el nitrógeno total, pero tales pérdidas siempre estarán en función de la intensidad alcanzada por el fuego y la cantidad de material orgánico consumido (Aguirre, 1978; Fisher y Binkley, 2000).

El incremento de nitrógeno y materia orgánica en las áreas quemadas, resultó positivo a corto plazo, lo que explica el rápido crecimiento de las plantas, ya que gran parte de los nutrientes están concentrados en las cenizas, teniendo un efecto similar a un fertilizante (Casas, 1980; Fuller, 1991; Mason y Darwin, 2004). Inclusive un incremento transitorio en el nitrógeno disponible puede tener un efecto positivo en el crecimiento de la vegetación (Certini, 2005) particularmente si el aumento en los nutrientes se da en la primavera, un momento en que el sistema de raíces está comenzando a reunir nutrientes activamente (Gilliam, 1998).

Las cantidades de fósforo total y pH, no presentaron ninguna diferencia antes y después del fuego. Al incrementarse el pH generalmente debe incrementar la disponibilidad del fósforo (Fisher y Binkley, 2000), por lo que era predecible que al no aumentar o disminuir uno de ellos, tampoco existiera variación sobre el otro. Sin embargo,, García (2003) sí registró un aumento de fósforo y pH, principalmente en la profundidad de 10 a 20 cm. El aumento del fósforo en el suelo es proporcional a la severidad del incendio (Choromska

---

y Deluca, 2001), lo que nos hace suponer que la intensidad y la temperatura alcanzada en nuestra quema superficial, no fue suficiente para modificar los valores de fósforo total y pH del suelo

En cuanto a cambios en la textura, tanto en la etapa prefuego como postfuego, la textura del suelo se mantuvo como migajón arenoso en ambas parcelas. Las temperaturas generadas por incendios superficiales no muy severos, como fue el incendio simulado durante el presente estudio, causan cambios inapreciables en las propiedades de las partículas minerales del suelo (Casas, 1988). Coincidiendo con nuestros resultados, García (2003) encontró que las propiedades físicas del suelo no muestran variación significativa, el bosque no afectado y en el bosque afectado por un incendio superficial mantuvieron la misma textura (franca arenosa).

La baja severidad de un fuego controlado remueve solo las capas superiores del suelo, como el litter, pero mantiene la mayor parte del humus y otros materiales en fermentación. El humus protege la superficie del suelo de la erosión potencial y en conjunto con las cenizas, representan un gran reservorio de nutrientes para las plantas, lo cual es particularmente importante durante el periodo de recuperación después de la quema para el re establecimiento de herbáceas y leñosas.

### **6.2.2 Parámetros ambientales.**

La temperatura disminuyó al aumentar el gradiente altitudinal, como se ha encontrado en la mayoría de los estudios de este tipo (Körner, 2007, Barbour *et al.*, 1999; Spurr y Barnes, 1982), a pesar de que nuestro gradiente solo comprendió 300 m altitudinales.

El mes con mayor temperatura y menor humedad fue el mes de Abril, y los meses con menor temperatura fueron de septiembre a enero. Los meses con mayor humedad fueron de julio a septiembre y podemos suponer que durante estos meses también se presentó la mayor precipitación del año. Coincidiendo con nuestros registros, Madrigal (1967), reporta para los bosques de *Abies* en el Valle de México un periodo de lluvias que comienza a finales de mayo y termina en octubre y la mínima precipitación comprende de diciembre a marzo. Rzedowski (1947) menciona que en los Bosques de *Abies* que se encuentran en bajas altitudes, como es el caso de nuestro sitio de estudio, la humedad relativa varía de

---

45% en marzo al 76% en septiembre. Además reporta una temperatura media de 16 °C con extremos de 33 °C y 7 °C, siendo enero el mes más frío y mayo el más caliente.

Probablemente, el aumento en la riqueza y diversidad de especies, principalmente del estrato herbáceo, al terminar la temporada de lluvias, se deban a la presencia de especies que se encontraban en estado latente (Rodríguez, 1988). Algunas especies con adaptaciones como semillas latentes o yemas de renuevo por debajo del nivel del suelo, diseñadas para resistir las bajas temperaturas y sequia de la zona, probablemente también pudieron resistir un incendio de baja intensidad y corta duración, como el reproducido en este proyecto.

## 7. CONCLUSIONES

- ✓ La riqueza y diversidad de las especies herbáceas se incrementa con el incremento de la elevación, mientras que en las especies arbustivas su riqueza disminuye al aumentar la altitud. La altura de los árboles disminuye al incrementarse la elevación.
- ✓ Los parámetros de suelo, tanto químicos como físicos, se muestran constantes a lo largo del gradiente altitudinal.
- ✓ La temperatura ambiental disminuye con el incremento en la altitud.
- ✓ La riqueza de especies herbáceas y arbustivas no se modificó después de la quema superficial.
- ✓ La diversidad de las especies herbáceas disminuyó después de la quema superficial, pero en el estrato arbustivo no se modificó.
- ✓ El disturbio por fuego favorece la multiplicación de especies invasoras en el estrato herbáceo como *Salvia elegans*, *Stellaria sp.*, *Archibaccaris hieracioide* y *Sigesbeckia jorullensis*.
- ✓ El disturbio por fuego favorece la multiplicación de especies invasoras en el estrato arbustivo como *Acaena elongata*, *Baccharis conferta* y *Fuchsia thymifolia*.
- ✓ La intensidad y temperatura alcanzada por la quema superficial no modificó el pH, textura y fósforo total en el suelo.
- ✓ La materia orgánica y nitrógeno total aumentan en la superficie del suelo después de la quema, haciéndolo más fértil al menos a corto plazo.

A lo largo del gradiente altitudinal no se encontraron cambios drásticos en la estructura de la vegetación, ni en las características edáficas. En el caso de nuestro sitio de estudio un gradiente de 300 m altitudinales es muy reducido para apreciar modificaciones importantes.

La aplicación de la quema superficial controlada no afectó permanentemente la composición y riqueza de la vegetación, ya que se recuperó después de la época de lluvias, hasta alcanzar casi su condición inicial, haciéndolo con especies que ya se

encontraban en el sitio antes de que ocurriera el disturbio. Los únicos parámetros edáficos que aumentaron significativamente un año después del fuego, fueron la cantidad de materia orgánica y nitrógeno total, lo que favoreció la recuperación de la cubierta vegetal.

Es poco probable que la ligera intensidad alcanzada durante la quema controlada en el presente estudio se produzca naturalmente, sin embargo, los resultados encontrados servirán como base en la conformación de técnicas de manejo de combustibles y manejo del fuego, enfocadas a la conservación del bosque.

El uso del fuego en el manejo de ecosistemas forestales no es fácil de determinar ya que supone una multitud de factores complejos que interactúan. El fuego puede ser benéfico para algunos componentes del sistema pero degrada a otros (Encina-Domínguez et al., 2008), las ventajas y desventajas deben balancearse en cada situación, además de que se recomienda dar un seguimiento a largo plazo de dichos efectos para conocer las consecuencias reales en el ecosistema.



## 8. REFERENCIAS

- Aber, J.D. y J.M. Melillo. 2001. *Terrestrial Ecosystems*. 2ª ed., Academic Press, USA. 556 p.
- Abrams, M. D. 1992. Fire and the development of oak forests. *BioScience*. 42: 346-353.
- Agge, J.K. 1993. *Fire ecology of Pacific Northwest Forest*. Island press. Washington, D.C. 493 pp.
- Aguirre B.C. 1978. *Efecto del fuego en algunas características y propiedades de suelos forestales*. Tesis Licenciatura, Universidad Autónoma de Chapingo, México. 287 p.
- Amescua C.P. y L.H. Valderrama. 1999. *Productividad de suelos con *Abies religiosa* Schl. et. Cham en el Parque Nacional El Chico, Hgo.* Tesis de Licenciatura, Universidad Autónoma de Chapingo, México. 121 p.
- Anderson J.M. y J.S. Ingram. 1993. *Tropical Soil Biology and Fertility*. A handbook of methods. CAB International, Reino Unido. 221p.
- Barbour M. G., Burk J. H., Pitts W. D., Gillian F. S. y M. W. Schwartz. 1999. *Terrestrial Plant Ecology*. 3ª ed., Addison Wesley Longman Inc., USA. 649 p.
- Begon M., Harper J. L. y C.R. Townsend. 1999. *Ecología, individuos, poblaciones y comunidades*. 3ª ed. Ediciones Omega, España. 1148 p.
- Bell and Koch, 1980. D.T. Bell and J.M. Koch, Post-fire succession in the northern jarrah forest of Western Australia. *Aust. J. Ecol.* **5** (1980), pp. 9–14
- Bergeron, Y. y B. Harvey. 1997. Basing silviculture on natural ecosystem dynamics: an approach applied to the southern boreal mixedwood forest of Quebec. *For. Ecol. Manag.* 92: 235–242.
- *BioDiversity Pro* ® software. 1997. Designed by Neil McAleece, devised by Lambshead, P.J.D., Paterson G.L.J. and J.D. Gage. The Natural History Museum in London and of the Scottish Association for Marine Science, Oban, Scotland.
- Bockheim J.G., Munroe J.S., Douglass D. y D. Koerner. 2000. Soil development along an elevational gradient in the southeastern Uinta Mountains, Utah, USA. *Catena*, 39:169–185.
- Bond, W.J. y B.W. Van Wilgen. 1996. *Fire and Plant*. Chapman and Hall. Londres, 263 pp.
- Bonfil S.M.C. 1998. *Dinámica poblacional y regeneración de *Quercus rugosa*: implicaciones para la restauración de bosques de encino*. Tesis de Doctorado, Universidad Nacional Autónoma de México. 95 p.

- Brown J. 2001. Mammals on mountainsides: elevational patterns of diversity. *Global Ecology and Biogeography*, 10:101-109.
- Buckman H.O. y N.C. Brady. 1993. *Naturaleza y propiedades de los suelos*. Limusa Noriega Ed., México, 590 p.
- Casas, F.I. 1988. *Impacto de los incendios en las características del suelo*. Universidad Complutense de Madrid, España. 76 p.
- Cavieres, L.A. (2000) Variación morfológica de *Phacelia secunda* J.F. Gmel. (Hydrophyllaceae) a lo largo de un gradiente altitudinal en Chile central. *Gayana Botanica* 57: 89-96
- CENAPRED (Centro Nacional de Prevención de Desastres), revista. 1998. SEMARNAT, Vol. II.
- Challenger, A. 1998. *Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México. Pasado, presente y futuro*. Consejo Nacional de Biodiversidad (CONABIO), Instituto de Biología-UNAM, Agrupación Sierra Madre S. C., 847 p.
- Certini, G. 2005. Effects of fire on properties of forest soils: a review. *Oecologia* 143: 1-10.
- 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.
- Chromanska, U. y Deluca, T.H. 2001. Prescribed fire alters the impact of wildfire soil biochemical properties in ponderosa pine forest. *Soil Sci. Soc. Am.* 65: 232-238.
- CIDE (Centro de Investigación y Docencia Económicas A.C.), 2003. [www.cide.mx](http://www.cide.mx)
- Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP), 2006. Programa de Conservación y Manejo Parque Nacional El Chico. 182 p. [www.conanp.gob.mx](http://www.conanp.gob.mx)
- CONABIO (Consejo Nacional de Biodiversidad). 1998. La diversidad biológica de México; estudio del país. ([www.conabio.gob.mx](http://www.conabio.gob.mx))
- CONAFOR (Consejo Nacional Forestal), 2005. Manual Curso Protección contra incendios forestales. SEMARNAT, México.
- Conell J.H. y R.O. Slatyer. 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *The American naturalist*, Vol. 111, Num. 982: 119-1144.
- Daniel W. 1995. *Bioestadística, base para análisis de las ciencias de la salud*. 2ª ed. UTHEA, México. 120 p.

- Dansereau P. 1957. *Biogeography, an ecological perspective*. The Ronald Press Company, USA. 394 p.
- Daubenmire, R.F. 1990. *Ecología Vegetal, tratado de autoecología de plantas*. 3ª ed., Limusa, México. 496 pp.
- De Bano, L.F. 1998. *Fire effect on soil and other ecosystem resources*. J. Wiley ed., Estados Unidos. 333 p.
- Dezzeo N., Chacón N., Sanoja E., y G. Picón. 2004. Changes in soil properties and vegetation characteristics along a forest-savanna gradient in southern Venezuela. *Forest Ecology and Management*, 200:183–193.
- Fisher R.F. y D. Binkley. 2000. *Ecology and Managemet of Forest Soils*. John Wiley and Sons Inc, USA. 489 p.
- Flannigan M.D., Stocks B.J. y B. Wotton. 2000. *Climate change and forest fires*. The science of the total environment. 266:221-229.
- Flores N. S. 2007. *Influencia de las plantas pioneras en el establecimiento de Abies religiosa, después de un incendio en el Parque Nacional El Chico, Hgo. México*. Tesis de Licenciatura. Benemérita Universidad Autónoma de Puebla, México. 77p.
- Flores Villela O. y P. Gerez. 1994. *Biodiversidad y conservación en México: vertebrados, vegetación y uso de suelo*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad y Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Führer E. 2000. Forest functions, ecosystem stability and management. *Forest ecology and management*, 132:29-37.
- Fulé, P.Z. y W.W. Covington. 1998. Spatial patterns of Mexican pine-oak forest under recent fire regimes. *Plant Ecology* 134: 197-209.
- Fuller M. 1991. *Forest fires*. John Wiley and Sons Inc., Estados Unidos. p.
- Gallina, T. M.P. A., González R., Moutal F. y G.C. Tello. 1974. *Bases para la reestructuración del Parque Nacional El Chico, Hidalgo*. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias, UNAM. México. D.F.
- García O. 2003. *Propiedades físicas y químicas de los suelos afectados por incendios, en un Bosque de Abies religiosa (H.B.K.) Schl. et Cham. del Parque Nacional El Chico Hidalgo*. Tesis de Licenciatura, Facultad de Estudios Superiores Zaragoza, UNAM, México.
- García, E. 1973. *Modificaciones al sistema de clasificación climática Koeppen*. 2ª ed., Instituto de Geografía, UNAM, México. 246p.
- Gilliam, F. S. 1988. Interactions of fire with nutrients in the herbaceous layer of a nutrient poor Coastal Plain forest. *Bull. Torrey Bot. Club*. 115: 265-271.

- Glenn-Lewin D.C., Peet R.K. y T.T. Vebben. 1992. *Plant Sucession, theory and prediction*. Chapman and Hall, Reino Unido. 352 p.
- Hernández R. M.R. 1995. *Estudio florístico-fanerogámico del Parque Nacional El Chico, estado de Hidalgo*. Tesis para licenciatura. ENEP Iztacala, UNAM. Los Reyes Iztacala, Edo. de México. 73 p.
- Hernández, T.C. y I. García. 1997. *Short-term of wildfire on the chemical, biochemical and microbiological properties of Mediterranean pine forest soils*. *Biology an fertility of Soils* 25:109-116.
- Hutchinson T.F., Boerner R.E.J., Sutherland S., Sutherland E.K., Ortt M. y L.R. Iverson. 2005. Prescribed fire effects on the herbaceous layer of mixed oak forest. *Canadian Journal of Forest Research*. 35: 877-890.
- INE (Instituto Nacional de Ecología). 2003. SEMARNAT, México. [www.semarnat.gob.mx](http://www.semarnat.gob.mx)
- Jackson, M.L. 1964. *Análisis químicos de suelos*. 2ª ed., Editorial Omega, España. 666 pp.
- Kettering M.Q. y J.M. Bigham. 2000. Soil color as an indicador of slash-and-burn fire severity and soil fertility in Sumatra, Indonesia. *Soil Sci.Soc.Am.* 64:1826-1833.
- Knoepp, J. D., L. F. Debano, y D. G. Neary. 2005. Soil chemistry, p. 53-71. In D. G. Neary, K. C. Ryan, y L. F. Debano [eds.], *Wildland Fire in Ecosystems: Effects of fire on soil and water*. U.S.D.A. Forest Service Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-42, vol. 4, Ogden, UT.
- Knoepp J.D., Elliot K.J., Clinton B.D., y J.M. Vose. 2009. Effects of prescribed fire in mixed oak forest of the southern Appalachians: forest floor, soil, and soil solution nitrogen responses. *Journal of Torrey Bot. Soc.* 136(3):380-391.
- Körner C. 2007. The use of 'altitude' in ecological research. *TRENDS in Ecology and Evolution*, 22(11):569-74.
- Kreznor, W.R., Olson, K.R., Banwart, W.L. y D.L. Johnson. 1989. Soil, landscape, and erosion relationships in a northwest Illinois watershed. *Soil Science Society of America Journal*, 53: 1763–1771.
- Laughlin D.C., Bakker J.D. y P. Z. Fulé. 2005. Understory plant community structure in lower montane and subalpine forests, Grand Canyon National Park, USA. *Journal of Biogeography*, 32: 2083–2102.
- López, G. V. 2003. Estructura de la comunidad de invertebrados asociada a *Tillandsia violacea* (Bromeliaceae) en un gradiente altitudinal de un bosque de Oyamel en el Chico, Hgo. Tesis de Licenciatura, Facultad de Ciencias UNAM. 53 p.

- Madrigal, S. X. 1967. *Contribución al conocimiento de la ecología de los bosques de oyamel (Abies religiosa (H.B.K.) Schl. et Cham.) en el Valle de México*. Boletín Técnico 18. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales. México, D. F. 94 p.
- Magurran, A. E. 2004 *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Publishing, Reino Unido. 256 p.
- Martínez, M. A. E. 2001. *Regeneración natural después de un disturbio por fuego en dos microambientes contrastantes de la reserva ecológica El Pedregal de San Angel*. Tesis de Licenciatura, Facultad de Ciencias, UNAM. 62 p.
- Mason C.C. y Darwin C.F. 2004. Prescribed burning and productivity in southern pine forests: a review. *Forest ecology and management*. 191:93-109.
- McCarthy M.A., Gill, A. M. y D.B. Lindenmayer. 1999. Fire regimes in mountain ash forest: evidence from forest age structure, extinction models and wildlife hábitat. *Forest ecology and management*. 124: 193-203.
- Medina, C. J.M. y J. Rzedowski. 1981. *Guía Botánico-Forestal de la parte alta de la Sierra de Pachuca*. Guías Botánicas de Excursiones en México. Sociedad Botánica de México IV:1-19.
- Mimblera H.M. y H.H.R. Medina. 2001. *Efecto del fuego en la vegetación del Parque Nacional El Chico, Hidalgo*. Tesis de Licenciatura, Universidad Autónoma de Chapino, México. 62 p.
- Minnich, R.A., M.G. Barbour, J.H. Burk y J. Sosa-Ramirez. 2000. Californian mixed-conifer forests under unmanaged fire regimes in the Sierra San Pedro Mártir, Baja California, México. *Journal of Biogeography* 27:105-129.
- Moritsuka N, Yanai J, y T. Kosaki. 2001. Effect of soil heating on the dynamics of soil available nutrients in the rhizosphere. *Soil Sci Plant Nutr* 47(2):323– 331.
- Muller-Dombois D. y H. Ellenberg. 1974. *Aims and methods of vegetation ecology*. Wiley, USA. 547 p.
- Nixon, K. C. 1993. The genus *Quercus* in Mexico. pp. 447-458 en *Biological diversity of Mexico: Origins and distribution*. (Ramamoorthy, T. P., R. Bye, A. Lot y J. Fa, eds.). Oxford University Press, USA. 812 p.
- Noble R. y R.O. Slayter, 1980. The use of vital attributes to predict successional changes in plant communities subject to recurrent disturbances. *Vegetatio* 43:5-21-
- Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2001 Protección ambiental de especies nativas de México de flora y fauna silvestres, categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio de lista de especies en riesgo. D. O. F. 06-III-2002.

- Pacala S. W. y M. Rees. 1998. Models suggesting field experiments to test two hypotheses explaining successional diversity. *The American naturalist* 1998; 152(5):729-37.
- Parker, L.J., Fernandez, J.I., Rusted, E.L. y Norton A.S. 2001. Effects of nitrogen enrichment, wildfire and harvesting on forest-soil carbon and nitrogen. *Soil Soc.* 65:1248-1255.
- Patiño, A.C. 1990. *Variación espacial y temporal de la capa de hojarasca (mantillo) en una selva baja caducifolia en Chamela, Jal. México.* Tesis de licenciatura, Facultad de Ciencias, UNAM. México D.F.
- Peña-Ramírez V.M. y C. Bonfil. 2003. *Efecto del fuego en la estructura poblacional y la regeneración de dos especies de encinos (Quercus liebmanii Oerts. y Quercus magnoliifolia Neé) en la región de la montaña (Guerrero), México.* Boletín de la Sociedad Botánica de México, 72: 5-20.
- Posamentier, H. G., Clark, S. S., Hain, D. L. & Recher, H. F. 1981, Succession following wildfire in coastal heathland (Nadgee Nature Reserve N.S.W.)', *Australian Journal of Ecology*, vol. 6, pp. 165-175.
- Pritchett L.W. 1991. *Suelos forestales*. 2ª ed., Limusa, México. 558 p.
- Programa de Conservación y Manejo Parque Nacional el Chico. 2006. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas ([www.conanp.gob.mx](http://www.conanp.gob.mx)).
- Pyne, S.J., P.L. Andrews y R.D. Laven. 1996. *Introduction to wildland fire*. John Wiley, Nueva York, 769 pp.
- R.J. Hobbs and L. Atkins, 1990. Fire-related dynamics of a Banksia woodland in south-western Western Australia. *Aust. J. Bot.* **38**: 97–110.
- Rahbek C. 1995. The elevation al gradient of species richness: a uniform pattern? *Ecography*, 18:200-205.
- Rahbek, C. 1997. The relationship among area, elevation and regional species richness in neotropical birds. *American Naturalist*, 149: 875–902.
- Raunkiaer, C. 1934. *The life forms of plans and statistical plant geography*. Clarendon Press, Oxford, Reino Unido. 632 p.
- Rezaei S.A. y R.J. Gilkes. 2005. The effects of landscape attributes and plant community on soil chemical properties in rangelands. *Geoderma*, 125:167–176.
- Rodríguez T. D. A., 1988. *Efecto de los incendios en los ecosistemas forestales. Revisión bibliográfica.* Comisión Coordinadora para el Desarrollo Rural, México. 27 p.
- Rosenzweig ML. 1995. *Species Diversity in Space and Time*. Cambridge University Press, Reino Unido. 436 p.

- Rzedowski, C.G . y J. Rzedowski. 2001. *Flora fanerogámica del Valle de México*. Instituto de Ecología A.C., México, 1406 p.
- Rzedowski, J. 1978. *La vegetación de México*. Limusa, México, 232 pp.
- Rzedowski, J., G. Guzmán, A., Hernández C. y R. Muñiz. 1964. Cartografía de los principales tipos de vegetación de la mitad septentrional del Valle de México. *An. Esc. Nac. Cienc. Biol.* 13: 31–57.
- Sánchez-González A. y López-Mata L. 2005. Plant species richness and diversity along an altitudinal gradient in the Sierra Nevada, México. *Diversity and Distributions*, 11: 567-575.
- Sarukhan J.K., 1976. *Biología de campo*. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- SEDUE (Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología). 1988. Plan de Manejo Parque Nacional El Chico. Delegación Hidalgo. Pachuca. 55 pp.
- SEMARNAT (Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2001. [www.semarnat.gob.mx](http://www.semarnat.gob.mx)
- Show, S.B. y B. Clarke. 1978. *La lucha contra los incendios forestales*. FAO. Roma. 131 p.
- Species Diversity and Richness III, 2004. Pisces Conservation ©, Reino Unido.
- Spurr S.H. y B.V. Barnes. 1982. *Ecología forestal*. AGT Editor, México. 690 p.
- STATISTICA version 6. 2001.
- Stiling, P.D. 1992. *Introductory Ecology*. Prentice Hall Inc., USA. 598 p.
- Styles, B. T. 1993. Genus Pinus: A Mexican purview. pp. 394-420 en *Biological diversity of Mexico: Origins and distribution*. (Ramamoorthy, T. P., R. Bye, A. Lot y J. Fa, eds.). Oxford University Press, USA. 812 p.
- Tamayo J.L. 1990. *Geografía moderna de México*. Editorial Trillas, México. 400 p.
- Technicon Industrial Systems, 1977. Technicon Industrial Method No. 329/74 W/B. Industrial/simultaneos determinations of nitrogen and/or phosphorus in BD acid digestion. Technicon Industrial Systems. USA.
- Vargas J.A.R. 2003. *Regeneración natural post-incendio en el Parque Nacional el Chico Hidalgo*. Tesis de Licenciatura, FES Zaragoza, UNAM. 78 p.
- Vetaas O. R. y Gerytnes J. A. 2002. Distribution of vascular plant species richness and endemic richness along the Himalayan elevation gradient in Nepal. *Global Ecology and Biogeography*, 11:291-301.

- Villada, M. 1865. Estudios sobre la flora de Pachuca, Mineral del Chico, Real del Monte, Huasca Y Barranca Honda. En: *Memoria de los Trabajos Ejecutados por la Comisión Científica de Pachuca*. México. D.F. p. 191 - 260.
- Wanhong Dai y Yao Huang, 2006. Relation of soil organic matter concentration to climate and altitude in zonal soils of China. *Catena* 65 (2006) 87 - 94.
- Whelan, R.J. 1995. *The ecology of fire*. Cambridge University Press, United Kingdom. 356 p.
- Zavala, Ch. F. 1995. *Encinos hidalguenses*. Universidad Autónoma de Chapingo. México. 133 p.
- Zavala, Ch. F. 2000. *El fuego y la presencia de encinos*. Ciencia Ergo Sum. Universidad Autónoma del Estado de México. Volumen 7, No. 3., 269-276 pp.



## ANEXO I. LISTADO FLORÍSTICO

FORMA DE VIDA	FAMILIA	ESPECIE	DESCRIPTOR
Árbol	Cupressaceae	<i>Juniperus monticola</i>	Martínez
Árbol	Fagaceae	<i>Quercus rugosa</i>	Neé
Árbol	Fagaceae	<i>Quercus laurina</i>	Bonpl.
Árbol	Pinaceae	<i>Abies religiosa</i>	(Kunth) Schtdl. & Cham.
Arbusto	Araliaceae	<i>Oreopanax xalapensis</i>	(Kunth) Decne. & Planch.
Arbusto	Asteraceae	<i>Baccharis conferta</i>	Kunth
Arbusto	Asteraceae	<i>Roldana platanifolia</i>	(Benth.) H. Rob. And Brettell
Arbusto	Asteraceae	Asteraceae 7	
Arbusto	Asteraceae	Asteraceae 8	
Arbusto	Asteraceae	<i>Archibaccharis hieracioides</i>	(S.F. Blake) S.F. Blake
Arbusto	Asteraceae	Asteraceae 14	
			(B.L. Rob.) R.M. King & H.
Arbusto	Asteraceae	<i>Ageratina hidalgensis</i>	Rob.
Arbusto	Asteraceae	<i>Roldana reticulata</i>	(DC.) H. Rob and Bretell
Arbusto	Asteraceae	Asteraceae 27	
Arbusto	Cornaceae	<i>Cornus disciflora</i>	DC.
Arbusto	Cupressaceae	<i>Juniperus monticola</i>	Martínez
Arbusto	Ericaceae	<i>Arbutus xalapensis</i>	Kunth
Arbusto	Ericaceae	<i>Arctostaphylos pungens</i>	Kunth
Arbusto	Lauraceae	<i>Litsea glaucescens</i>	Kunth
Arbusto	Onagraceae	<i>Fuchsia thymifolia ssp. thymifolia</i>	Kunth
Arbusto	Onagraceae	<i>Fuchsia microphylla</i>	Kunth
Arbusto	Rosaceae	<i>Prunus serotina ssp. capuli</i>	(Cav.)Mc Vaugh
Arbusto	Rosaceae	<i>Rubus sp.</i>	
Arbusto	Rosaceae	<i>Acaena elongata</i>	L.
Arbusto	Saxifragaceae	<i>Ribes affine</i>	Kunth
Arbusto	Solanaceae	<i>Cestrum benthami</i>	Miers
Herbácea	Adiantaceae	Adiantaceae 55	
Herbácea	Adiantaceae	<i>Adiantum andicola</i>	Liebm.
Herbácea	Adiantaceae	<i>Cheilanthes sp.</i>	
Herbácea	Apiaceae	<i>Daucus montanus</i>	Humb. & Bonpl. ex Spreng
Herbácea	Apiaceae	<i>Eryngium columnare</i>	Hemsl.
Herbácea	Apiaceae	Apiaceae 65	
Herbácea	Apiaceae	<i>Arracacia atropurpurea</i>	(Lehm) Benth and Hook

Herbácea	Aspleniaceae	<i>Asplenium monanthes</i>	L.
Herbácea	Asteraceae	<i>Eupatorium sp.</i>	
Herbácea	Asteraceae	<i>Pseudognaphalium oxyphyllum</i>	(DC.) Kirp
Herbácea	Asteraceae	<i>Tagetes foetidissima</i>	DC.
Herbácea	Asteraceae	<i>Bidens triplinervia</i>	Kunth
Herbácea	Asteraceae	<i>Sigesbeckia jorullensis</i>	Kunth
Herbácea	Asteraceae	<i>Alloispermum scabrum</i>	(Lag.) H. Rob.
Herbácea	Asteraceae	<i>Stevia salicifolia</i>	Cav. var. salicifolia
Herbácea	Asteraceae	<i>Gnaphalium sp.</i>	
Herbácea	Asteraceae	<i>Senecio callosus</i>	Sch. Bip.
Herbácea	Asteraceae	Asteraceae 35	
Herbácea	Asteraceae	<i>Piqueria pilosa</i>	Kunth
Herbácea	Asteraceae	<i>Perymenium berlandieri</i>	DC.
Herbácea	Asteraceae	<i>Roldana platanifolia</i>	(Benth.) H. Rob. And Brettell
Herbácea	Asteraceae	<i>Cirsium ehrenbergii</i>	Sch.Bip.
Herbácea	Asteraceae	<i>Dahlia merckii</i>	Lehm.
Herbácea	Asteraceae	<i>Archibaccharis hieracioides</i>	(S.F. Blake) S.F. Blake
Herbácea	Asteraceae	<i>Baccharis multiflora</i>	Kunth var. multiflora
Herbácea	Asteraceae	<i>Pseudognaphalium viscosum</i>	(Kunth) Anderb
Herbácea	Caryophyllaceae	<i>Drymaria villosa</i>	Schltld. & Cham.
Herbácea	Caryophyllaceae	<i>Stellaria cuspidata</i>	Willd
Herbácea	Caryophyllaceae	<i>Stellaria sp.</i>	
Herbácea	Caryophyllaceae	<i>Arenaria lanuginosa</i>	(Michx) Rohrb in Mart.
Herbácea	Commelinaceae	<i>Gibasis pulchella</i>	(Kunth) Raf.
Herbácea	Crassulaceae	<i>Sedum moranense</i>	Kunth
Herbácea	Crassulaceae	Crassulaceae 61	
Herbácea	Crassulaceae	<i>Sedum praealtum ssp. parvifolium</i>	Clausen
Herbácea	Fabaceae	<i>Trifolium amabile</i>	Kunth
Herbácea	Fabaceae	<i>Vicia humilis</i>	H.B.K.
Herbácea	Fabaceae	<i>Lupinus montanus</i>	Kunth
Herbácea	Fabaceae	<i>Lupinus sp.</i>	
Herbácea	Geraniaceae	<i>Geranium seemannii</i>	Peyr.
Herbácea	Gramineae	Gramineae 15	
Herbácea	Gramineae	Gramineae 22	
Herbácea	Gramineae	Gramineae 36	
Herbácea	Gramineae	<i>Bromus dolichocarpus</i>	Wognon
Herbácea	Lamiaceae	Lamiaceae 14	

Herbácea	Lamiaceae	<i>Salvia lavanduloides</i>	Kunth
Herbácea	Lamiaceae	<i>Salvia sp.</i>	
Herbácea	Lamiaceae	<i>Salvia elegans</i>	Vahl
Herbácea	Lamiaceae	<i>Salvia patens</i>	Cav.
Herbácea	Lamiaceae	Lamiaceae 81	
Herbácea	Moraceae	<i>Dornstenia sp.</i>	
Herbácea	Orchidaceae	Orchidaceae 60	
Herbácea	Orobanchaceae	<i>Conopholis alpina</i>	Liebm.
Herbácea	Oxalidaceae	<i>Oxalis alpina</i>	(Rose) Knuth
Herbácea	Phytolaccaceae	<i>Phytolacca icosandra</i>	L.
Herbácea	Ranunculaceae	<i>Ranunculus macranthus</i>	Scheele
Herbácea	Rosaceae	<i>Alchemilla procumbens</i>	Rose
Herbácea	Rosaceae	<i>Fragaria mexicana</i>	Schltldl.
Herbácea	Rosaceae	Rosaceae 80	
Herbácea	Rubiaceae	<i>Galium sp.</i>	
Herbácea	Rubiaceae	<i>Galium seatonii</i>	Greenm.
Herbácea	Rubiaceae	<i>Didymaea alsinoides</i>	(Schl y Cham) Standl.
Herbácea	Scrophulariaceae	<i>Penstemon campanulatus</i>	(Cav.) Willd
Herbácea	Scrophulariaceae	<i>Sibthorpia repens</i>	(Mutis ex. L.f.) O. Kuntze
Herbácea	Solanaceae	<i>Solanum nigrescens</i>	M. Martens & Galeotti
Herbácea	Solanaceae	<i>Physalis chenopodifolia</i>	Lam.
Herbácea	Solanaceae	<i>Jaltomata procumbens</i>	(Cav.) J.L. Gentry
Herbácea	Solanaceae	<i>Lycianthes mociniana</i>	(Dunal) Bitter
Herbácea	Verbenaceae	<i>Verbena bipinnatifida</i>	Nutt.
Herbácea		Especie 59	