

# REDUCCIÓN EN RIQUEZA DE ESPECIES ARBÓREAS POR INCENDIOS EN LA RESERVA SELVA EL OCOTE, CHIAPAS

María de Lourdes Maldonado Méndez<sup>1</sup>,  
Dante Arturo Rodríguez Trejo<sup>1</sup>, Enrique Guízar Nolasco<sup>1</sup>,  
José Velázquez Martínez<sup>2</sup> y Sonia Náñez Jiménez<sup>2</sup>

## RESUMEN

En las últimas décadas, los ecosistemas tropicales han sido más afectados por incendios forestales. Sin embargo, las investigaciones sobre sus impactos son todavía insuficientes para tener una mejor comprensión de ellos. Tal es el caso de la Reserva de la Biosfera Selva El Ocote (REBISO), Chis., donde a partir de las temporadas severas de incendios de 1998 y 2003, se considera al fuego su principal amenaza. Por lo anterior, el objetivo del presente trabajo fue estudiar el efecto de incendios catastróficos en la composición y estructura de la selva alta-mediana subperennifolia de la Reserva El Ocote, Chis. Se establecieron 30 sitios de muestreo de 1,000 m<sup>2</sup> para árboles adultos y 30 de 100 m<sup>2</sup> para juveniles y renuevo. El análisis de componentes principales reveló que las áreas no afectadas se separan de las incendiadas en 1998, al igual que de un grupo formado por áreas quemadas y restauradas y la zona afectada tanto en 1998 como en 2003. La prueba de "t" mostró una mayor riqueza de especies arbóreas en las áreas no quemadas, en comparación con el resto de condiciones. En las áreas no quemadas, el porcentaje de valor de importancia (PVI) tuvo cifras más bajas para los taxa dominantes, pero las diferencias en PVI entre ellas fueron pequeñas. En cambio, en las localidades incendiadas, pocas son las que dominan y acumulan una gran proporción del PVI.

**Palabras clave:** Diversidad, efectos del fuego, impactos del fuego, incendios forestales, perturbación de selvas, sabanización.

Fecha de recepción: 12 de marzo de 2008.

Fecha de aceptación: 17 de noviembre de 2009.

<sup>1</sup> División de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma Chapingo. Correo-e: dantearturo@yahoo.com

<sup>2</sup> Reserva de la Biosfera Selva El Ocote, Chiapas, CONANP.

## ABSTRACT

During the past decades, the tropical forest ecosystems have been more affected by forest fires. However, research on such impacts is still insufficient in order to have a better understanding of them. Such is the case of the Reserva Selva El Ocote (REBISO), in the State of Chiapas, Mexico, when after the severe fire seasons of 1998 and 2003, wildfire is considered the main threat for these ecosystems. The objective of this work was to study the effect of catastrophic wildfires on the composition and structure of the tropical rain forest of the Selva El Ocote. Plots of 1,000 m<sup>2</sup> were set to sample mature trees and plots of 100 m<sup>2</sup> for young trees and regeneration. A principal components analysis involving tree species richness, tree-density, diversity and equitability for trees, revealed that the non affected areas were separated from those burned by the 1998 fire, in turn these separated from a group that consisted of areas burned by the 1998 wildfire and that were restored, burned twice (1998 and 2003), and burned, restored and burned again. According to the "t" test, higher tree-species richness was present in the non burned areas in comparison to those of the other treatments. In the non burned areas the percentage of importance value (PIV) had lower values for the numerous dominant tree species, but the differences of PIV among species were small. In contrast, in the burned areas, few species dominated and accumulated a big proportion of the PIV.

**Key words:** Diversity, fire effects, fire impacts, forest fires, rain forest perturbation, conversion to savanna.

## INTRODUCCIÓN

Si bien el fuego es un factor ecológico para los ecosistemas dependientes de ese factor, en aquellos que son sensibles, su efecto es devastador. Entre los primeros destacan algunos pinares y para los segundos las selvas (Shlisky *et al.*, 2007). En las regiones tropicales del planeta, el aumento de la población, el cambio de uso del suelo, así como el cambio climático global inducido por el hombre, han aumentado la presencia de incendios de gran magnitud (Laurance, 2003).

En México la mayor parte de la deforestación acontece al sur del país, en el trópico (UACH-SEMARNAT, 1999), donde el fuego contribuye a dicha degradación. La afectación de bosques tropicales por las llamas deriva en su sabanización (Rzedowski, 1978).

Un ejemplo de lo anterior se dio durante la temporada 1998, que fue histórica para el país, cuando más de 19,000 ha de selvas resultaron afectadas en la Reserva de la Biosfera Selva El Ocote (REBISO); el fenómeno causó mortalidad total o muy alta en la mayor parte de las áreas siniestradas (SEMARNAT, 2000). Los incendios

fueron subterráneos, catastróficos y sólo sofocados por el agua de las primeras lluvias, semanas después del inicio de los incendios.

La REBISO cuenta con 10 tipos de vegetación, entre ellos la selva alta o mediana subperennifolia, que cubre 72,244 ha, en donde se realizó la investigación que se describe a continuación. Se han registrado 705 especies vegetales en el lugar, pero se estima que se pueden contar hasta 2,000. Asimismo, se tienen consignadas 24 de anfibios, 58 de reptiles, 460 de aves y 104 de mamíferos, para un total de 646 de vertebrados terrestres, lo que corresponde a 45% de la fauna del estado de Chiapas y 23% de los del país (SEMARNAT, 2000), con lo que es evidente parte de la riqueza que resultó menguada por los incendios forestales.

Posterior a la catástrofe, las autoridades de la Reserva realizaron una siembra directa con mezcla de semillas de 13 taxa y acomodaron combustibles forestales en diversas localidades, como medidas de restauración (SEMARNAT, 2000). Hacia el año 2003, nuevamente ocurrieron incendios de gran magnitud en este lugar, que abarcaron zonas que se habían afectado durante 1998; en la actualidad el fuego es considerado como la principal amenaza en la Reserva (SEMARNAT, 2000).

A pesar de la mayor incidencia de quemas en ecosistemas tropicales, son pocos los esfuerzos de investigación que se llevan a cabo para comprender sus impactos en los diferentes componentes de los mismos, no obstante la importancia que revisten para una más eficiente restauración, protección, conservación y manejo de los bosques tropicales (Cleary *et al.*, 2006).

Con base en lo anterior, los objetivos del presente trabajo consistieron en conocer el impacto que tienen los incendios catastróficos en la riqueza, diversidad y densidad de especies arbóreas a mediano plazo; así como determinar si las áreas incendiadas en 1998 y en 2003 que fueron restauradas o, por el contrario, que no fueron restauradas, se pueden diferenciar como función del efecto del fuego en el arbolado.

Se establece como hipótesis que el efecto del fuego en bosques tropicales reduce la riqueza y diversidad de especies y la complejidad estructural, lo que favorece su sabanización.

## **MATERIALES Y MÉTODOS**

La REBISO se localiza al occidente de Chiapas, abarca porciones de los municipios de Ocozucua y de Espinosa y Cintalapa, y tiene una superficie de 101,288 ha. Sus coordenadas son 16° 45' 42" y 17° 09' 00" N; 93° 54' 19" y 93° 21' 20" O. El área de estudio tiene un clima del tipo Am, cálido húmedo con abundantes lluvias en verano, con una precipitación media anual de 1,500 a

2,500 mm y una temperatura media anual mayor a 22°C. La Reserva presenta geología cárstica y un intervalo altitudinal de 180 a 1,500 m (SEMARNAT, 2000).

El trabajo de campo se llevó a cabo en el período octubre - diciembre de 2005 (a siete años del incendio de 1998 y a dos años del ocurrido en 2003) y consistió en el levantamiento de datos con la ayuda del material de medición (cuerda compensada, cinta diamétrica, pistola Haga, geoposicionador Magellan Meridian Platinum). Se tomaron en cuenta cinco condiciones de selva alta – mediana subperennifolia: (1) áreas no afectadas por los incendios; (2) áreas quemadas en 1998; (3) áreas quemadas en 1998 y reforestadas con siembra directa; (4) áreas quemadas en 1998, reforestadas con siembra directa y quemadas otra vez en 2003; y (5) áreas quemadas en 1998 y nuevamente quemadas en 2003.

Se realizó un muestreo al azar en cada condición estudiada, mediante el cual se abarcaron parajes que no resultaron inaccesibles, pues en gran parte de la Reserva esto es predominante. También se buscó que las diferentes áreas contempladas no estuviesen muy distantes entre sí, a efecto de comparar las selvas de cada caso.

Se delimitaron seis sitios de muestreo circulares, de 1,000 m<sup>2</sup> (para un total de 30) por condición; en el centro de cada uno de ellos se tomaron las coordenadas geográficas; se ubicaron a elevaciones de 637 a 939 msnm, entre los paralelos 16°52.721'N y 16°55.118'N y los meridianos 93°35.057'O y 93°38.789'O (Figura 1). Se obtuvieron datos correspondientes a la especie arbórea, altura, diámetro normal (DN) y diámetro de copa (para determinar área de copa) en cada individuo con DN mayor o igual a 12.5 cm. En el caso del renuevo y arbolado con DN menor a 12.5 cm, se delimitaron sitios de 100 m<sup>2</sup> (concéntricos con los anteriores), en los que se calculó el número de individuos por especie. Se muestrearon un total de 3 ha para arbolado adulto y 0.3 ha para renuevo por taxón, lo que representó un total de 3.3 ha. Los taxa del sotobosque fueron muestreados en sitios cuadrados de 16 m<sup>2</sup>, respectivamente y se les registró cobertura.

Se recolectaron muestras botánicas del estrato arbóreo, que fueron identificadas taxonómicamente en los herbarios de la División de Ciencias Forestales de la Universidad Autónoma Chapingo (CHAP) y del Instituto de Biología de la Universidad Nacional Autónoma de México (MEXU).

De los análisis desarrollados se obtuvieron los índices de diversidad de Shannon-Wiener (H), de equitatividad (E) y el de Simpson (D) (Krebs, 1985):

$$H = -\sum (p_i) (\log_2 p_i)$$

$$E = H/H_{m\acute{a}x}$$

$$H_{m\acute{a}x} = \log_2 S$$

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

Donde:

$p_i$  = Proporción de individuos de cada especie, con respecto al total de especies

$\log_2$  = Representa logaritmo de base dos y S es el número de especies.

La dominancia no fue calculada con respecto al área basal (Krebs, 1985), sino sobre el área de copa, pues se consideró el indicador más adecuado, a partir de los daños causados por el fuego en el arbolado. Después de la afectación por las llamas, el DN no varía pero la copa sí reduce su cobertura. Como valor de importancia (VI) alcanzó un máximo de 300, se calculó el porcentaje de dicho valor (PVI) al dividir entre tres el VI (Krebs, 1985).

Los datos de riqueza de especies, densidad; así como los índices de diversidad y de equitatividad, por condición de estudio, se agruparon mediante un análisis de componentes principales. Los datos de riqueza y densidad se compararon por pares de condiciones, mediante una prueba de "t". El primer análisis se hizo con el procedimiento PROC PRINCOMP, el segundo con el procedimiento PROC TTEST, ambos del programa SAS (v. 8 para microcomputadoras).

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### Datos descriptivos por condición

La supervivencia, la densidad, el número de especies, la diversidad, la equitatividad y el renuevo tendieron a mostrar menores promedios a mayores niveles de afectación por fuego, incluso aunque las localidades hubiesen recibido reforestación mediante siembra directa. A su vez, la cobertura de herbáceas y arbustivas, así como el porcentaje de roca expuesta tuvieron medias mayores en los niveles más altos de perturbación (Cuadro 1).

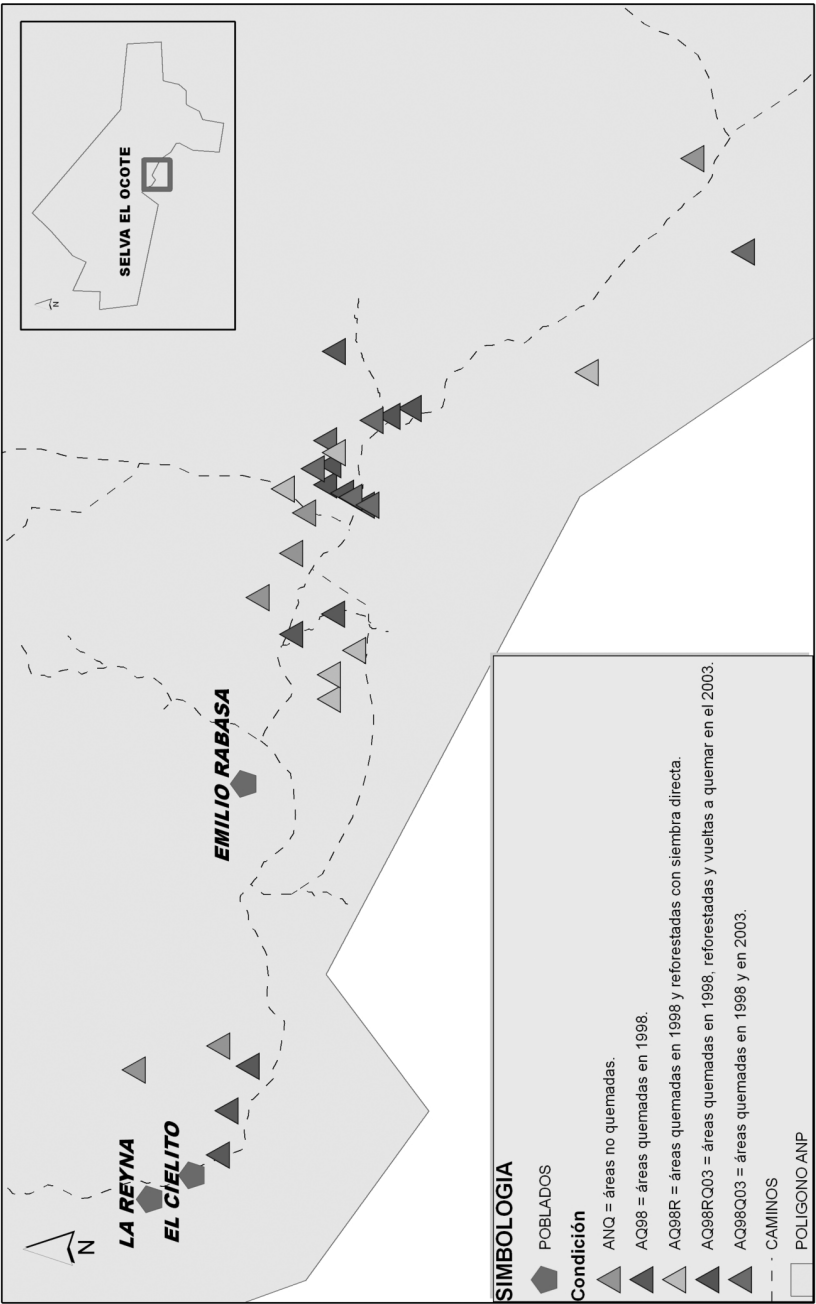


Figura 1. Ubicación de los sitios de muestreo en la Reserva de la Biosfera Selva El Ocote.

Cuadro 1. Características del arbolado y sitios en las distintas condiciones de estudio.

Variable	Condición				
	ANQ	AQ98	AQ98R	AQ98RQ03	AQ98Q03
Supervivencia arbolado residual (%)	91.5	76.7	91.5	70.0	44.5
Densidad (árboles ha <sup>-1</sup> )	325	163.3	105.0	71.7	53.3
Número de especies en la condición	45	27	13	10	13
Especies promedio (1,000 m <sup>-2</sup> )	13.8	6.5	4.2	2.8	2.5
Índice de Shannon-Wiener	4.94	3.70	2.49	2.02	2.58
Índice de Simpson	0.96	0.86	0.73	0.58	0.69
Equitatividad	0.90	0.78	0.67	0.61	0.70
Juveniles y renuevo (ha <sup>-1</sup> )	1,070	990	600	367	403
Altura (m)					
Media	13.4	10.6	6.1	6.0	10.4
Máxima	29.0	26.5	9.0	13.0	19.0
Mínima	8.0	5.0	3.0	3.0	6.0
Diámetro normal (cm)					
Medio	26.5	22.4	17.0	19.1	29.7
Máximo	133.0	68.0	42.0	47.0	86.0
Mínimo	12.5	12.5	13.0	13.0	13.0
Cobertura herbácea (%)	25.8	74.2	50.8	90.0	90.8
Exposición de roca (%)	27.5	60.0	46.7	70.0	71.7

ANQ = Área no quemada; AQ98 = área quemada en 1998; AQ98R = área quemada en 1998 y restaurada; AQ98RQ03 = área quemada en 1998, restaurada y quemada en 2003; AQ98Q03 = área quemada en 1998 y 2003.

Con respecto a la composición del bosque tropical, se registraron 60 especies arbóreas en el total del estudio (Cuadro 2), de las cuales 45 estaban en las áreas que no fueron afectadas por incendios, y sólo 13 en aquellas doblemente siniestradas; la densidad forestal se redujo a mayores niveles de afectación (Cuadro 1). Los árboles presentes en los sitios quemados son colonizadores o sobrevivientes.

Cuadro 2. Listado de especies arbóreas identificadas en el estudio.

Familia	Especie	Nombre común
Anacardiaceae	<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	Jobo
Anonaceae	<i>Cymbopetalum penduliflorum</i> (Dunal) Baillon	Guineillo
Apocynaceae	<i>Stemmadenia donnell-smithii</i> (Rose) Woodson	Cojón de burro
Bignoniaceae	<i>Tabebuia rosea</i> (Bertol.) DC.	Maculis
Bombacaceae	<i>Pseudobombax ellipticum</i> (Kunth) Dugand	Zospo
Burseraceae	<i>Bursera simaruba</i> (L.) Sarg.	Palo mulato
Boraginaceae	<i>Cordia alliodora</i> (Ruiz & Pav.) Oken	Bojón
Burseraceae	<i>Protium copal</i> (Schltdl. & Cham.) Engl.	Palo de alcanfor
Caricaceae	<i>Jacaratia dolichaula</i> (J.D.Smith) Woodson	Papaya cimarrona
Cecropiaceae	<i>Cecropia obtusifolia</i> Bertol.	Guarumbo
Combretaceae	<i>Terminalia amazonia</i> (Gmel.) Exell	Palo amarillo
	<i>Erythroxylum</i> sp.	Escobillo
Euphorbiaceae	<i>Croton guatemalensis</i> Lotzy	Copalchi
Fabaceae	<i>Cojoba arborea</i> (L.) Britton & Rose	Frijolillo
Fabaceae	<i>Lonchocarpus castilloi</i> Standley	Matabuey
Fabaceae	<i>Piscidia piscipula</i> (L.) Sarg.	Caobillo
Fabaceae	<i>Platymiscium dimorphandrum</i> J. D. Smith	Hormiguillo
Flacourtiaceae	<i>Casearia nitida</i> Jacq.	Cafecito
Flacourtiaceae	<i>Zuelania guidonia</i> (Sw.) Britton. & Millsp.	Paragua

continúa...



continuación Cuadro 2...

Familia	Especie	Nombre común
Lauraceae	<i>Phoebe mexicana</i> Meissn.	Humo
Malpighiaceae	<i>Byrsonima crassifolia</i> (L.) Kunth	Nanche
Meliaceae	<i>Cedrela odorata</i> L.	Cedro
Meliaceae	<i>Trichilia cuneata</i> Radlk.	Cedrillo
Meliaceae	<i>Trichilia</i> sp.	Palo colorado
Meliaceae	<i>Swietenia macrophylla</i> King	Caoba
Mimosaceae	<i>Acacia milleriana</i> Standl.	Quebracho
Mimosaceae	<i>Lysiloma acapulcensis</i> (Kunth) Benth.	Tepeguaje
Moraceae	<i>Brosimum alicastrum</i> Sw.	Ramón
Moraceae	<i>Coussapoa purpusii</i> Standl.	Higo (matapalo colorado)
Moraceae	<i>Ficus colubrinae</i> Standl.	Higo
Moraceae	<i>Ficus cookii</i> Standl.	Higo
Moraceae	<i>Ficus cotinifolia</i> Kunth	Canelo
Moraceae	<i>Pseudolmedia oxyphyllaria</i> Donn. Smith	Copalillo
Myrtaceae	<i>Calyptanthes schiedeana</i> O. Berg	Guayabillo
Myrtaceae	<i>Eugenia capuli</i> (Schltdl. & Cham.) O. Berg.	Cascarillo
Myrtaceae	<i>Pimenta dioica</i> (L.) Merrill	Pimienta
Nyctaginaceae	<i>Guapira linearibracteata</i> (Heimer) Lundell	
Nyctaginaceae	<i>Guapira cf. petenensis</i> Lundell	Palo de carne
Nyctaginaceae	<i>Neea stenophylla</i> Standl.	Palo de pozol
Olacaceae	<i>Ximenia</i> sp.	Espino de brujo
Oleaceae	<i>Chionanthus</i> sp.	Palo de piedra
Polygonaceae	<i>Coccoloba cozumelensis</i> Hemsley	Carnero
Rubiaceae	<i>Guettarda combsii</i> Urban	Palo tapon
Rubiaceae	<i>Simira salvadorensis</i> (Standl.) Steyerm.	Palo de rosa
Rutaceae	<i>Zanthoxylum riedelianum</i> Engl.	Rabo lagarto

continúa...

continuación Cuadro 2...

Familia	Especie	Nombre común
Sapindaceae	<i>Cupania dentata</i> Moc. & Sessé ex DC.	Cola de pava
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum mexicanum</i> Brandegees ex Standl.	Pakaschumi
Sapotaceae	<i>Manilkara zapota</i> (L.) van Royen	Chicozapote
Styracaceae	<i>Styrax argenteus</i> Presl. var. <i>argenteus</i>	Chucamay
Tiliaceae	<i>Heliocarpus donnell-smithii</i> Rose	Majagua
Tiliaceae	<i>Trichospermum grewiifolium</i> (A. Rich.) Kosterm.	Jolocin
Ulmaceae	<i>Aphananthe monoica</i> (Hemsl.) Leroy	Palo de baqueta
Ulmaceae	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume var. <i>floridana</i> (Britton ex Small) Standl. & Steyerl.	Capulín cimarrón

Cochrane (2003) señala casos de bosques tropicales que, a 15 años del paso del fuego, no muestran evidencia de recuperar las especies perdidas. De manera semejante al presente trabajo, en un estudio realizado en el Amazonas, se registró un total de 66 taxa de árboles en el control, 49 en bosque quemado ligeramente, 48 en bosque incendiado moderadamente y 24 en bosque afectado por el fuego intensamente (Cochrane y Schulze, 1999).

### Análisis de componentes principales

Los dos primeros componentes principales arrojaron una varianza acumulada de 99%, si bien el primero explica 96% (Cuadro 3), los vectores característicos de las variables consideradas contribuyeron de manera muy semejante al primer componente principal (Cuadro 4). Es decir, todas ellas fueron igual de importantes en su influencia para generar los grupos. Para el caso del segundo de los componentes, la riqueza de especies y la densidad aportan con cifras negativas, mientras que la equitatividad, seguida por el índice de Simpson, contribuyeron con símbolo positivo.

En la Figura 2 se aprecian tres grupos con respecto al primer componente principal que es el más importante. El área no afectada por los incendios se separa de las demás en términos de riqueza, diversidad y densidad de especies; también lo está la superficie afectada en 1998. El resto de categorías, que incluyen restauración, restauración y nueva afectación en 2003, al igual que las localidades quemadas

tanto en 1998 como en 2003, se organizaron en la categoría que corresponde a menor riqueza, diversidad y densidad de especies.

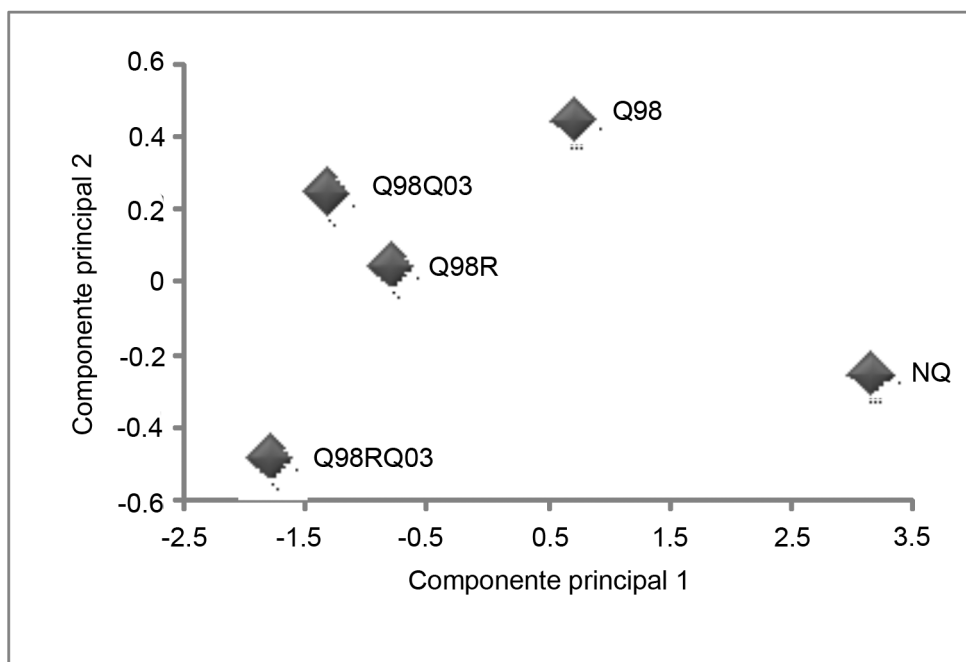
Cuadro 3. Valores característicos de la matriz de correlación.

Componente	Valor eigen	Diferencia	Proporción	Varianza acumulada
1	4.800	4.638	0.960	0.960
2	0.162	0.128	0.032	0.993
3	0.034	0.030	0.007	0.999
4	0.004	0.004	0.001	1.000
5	0.000	---	0.000	1.000

Cuadro 4. Vectores característicos de la matriz de correlación.

Variable	Componentes				
	1	2	3	4	5
Riqueza	0.446	-0.520	0.005	0.393	-0.612
Densidad	0.445	-0.530	0.236	-0.190	0.655
I. Shannon-Wiener	0.454	0.151	-0.332	-0.760	-0.288
Equitatividad	0.441	0.550	0.698	0.098	-0.078
I. Simpson	0.449	0.350	-0.589	0.471	0.327

El análisis de los dos componentes principales indica que, para las variables incluidas, los sitios quemados en 1998 y recuperados mediante siembra directa pertenecen al mismo grupo que los incendiados hacia 1998 y que los siniestrados en dos ocasiones donde la naturaleza se recupera por sí sola; los predios que tienen a la restauración como último evento, forman un grupo diferente al de las zonas incendiadas en 1998, restauradas y vueltas a quemar hacia 2003 (Figura 2). Esto último ayuda a evidenciar que las áreas afectadas una vez, restauradas o no, difieren poco entre sí, y que las áreas restauradas están menos degradadas que las impactadas dos veces por el fuego, como se comprueba más adelante.



Q98 = quemada en 1998; Q98R = afectada por el fuego en 1998 y restaurada; NQ = no quemada; Q98Q03 = incendiada en 1998 y en 2003; Q98RQ03 = quemada en 1998, restaurada y vuelta a incendiar en 2003.

Figura 2. Componentes principales.

### Comparación mediante la prueba de t

Con base en las comparaciones de pares de condiciones mediante la prueba de t, el número promedio de especies arbóreas (13.8) por unidad de muestreo en las áreas no quemadas superó al de las quemadas en 1998 (6.5,  $p=0.0013$ ); incendiadas en ese mismo año y restauradas (4.2,  $p<0.0001$ ); quemadas, restauradas y vueltas a quemar en 2003 (2.8,  $p<0.0001$ ) y afectadas por las llamas tanto en 1998 como en 2003 (2.5,  $p<0.0001$ ). Es interesante destacar que las localidades afectadas en 1998 exhibieron un mayor número de taxa por sitio, que el de aquellas quemadas, restauradas y vueltas a siniestrar ( $p=0.0399$ ) y el registrado en las áreas que se incendiaron dos veces ( $p=0.0399$ ). Dichos resultados concuerdan con la reducción observada en selvas incendiadas de Australia (Russell y Stanton, 2002) y Brasil (Cochrane, 2009).

En términos de densidad, los sitios sin fuego (325 árboles  $ha^{-1}$ ) superaron a todas las demás condiciones: las zonas incendiadas en 1998

(163.3 árboles  $\text{ha}^{-1}$ ,  $p=0.0057$ ), las siniestradas y restauradas (105 árboles  $\text{ha}^{-1}$ ,  $p<0.001$ ), las localidades quemadas en 1998, restauradas y vueltas a quemar en 2003 (71.7 árboles  $\text{ha}^{-1}$ ,  $p<0.001$ ) y aquellas impactadas por la lumbre tanto en 1998 como en 2003 (53.3 árboles  $\text{ha}^{-1}$ ,  $p<0.001$ ). A su vez, las zonas quemadas en 1998 mostraron una mayor densidad que las incendiadas en ese año y en las 2003 ( $p=0.0260$ ). De manera semejante, Cochrane y Schulze (1999) apuntan densidades arbóreas en selvas brasileñas (diámetro normal mayor a 10 cm) de: 557  $\text{ha}^{-1}$ , 449  $\text{ha}^{-1}$ , 384  $\text{ha}^{-1}$  y 375  $\text{ha}^{-1}$ , no dañadas por las llamas y dañadas ligera, moderada e intensamente. Esos mismos autores, así como Cochrane *et al.* (1999) puntualizan el abatimiento de 40% de los árboles en selvas brasileñas incendiadas, pero otro 40% se pierde si se quema el área de nuevo. En el primer caso se mueren en particular árboles con  $\text{DN}<30$  cm, pero en el segundo, de todos tamaños. Se ha determinado que la reducción del arbolado en África también obedece a la mortalidad de semillas, de regeneración y de juveniles, así como al menor vigor en los sobrevivientes (Biggs *et al.*, 2003).

### Valor de importancia

En el caso de las áreas no afectadas por el fuego, el PVI tiene poca diferencia entre las 45 especies arbóreas presentes. Seis de ellas (*Brosimum alicastrum* Sw., *Chionanthus* sp., *Pimenta dioica* (L.) Merrill, *Aphananthe monoica* (Hemsl.) Leroy, *Cordia alliodora* (Ruiz & Pav.) Oken y *Manilkara zapota* (L.) v. Royen, tienen valores iguales o mayores a cinco. El resto son menores en forma gradual (Cuadro 5). Esta tendencia exhibe la gran diversidad de especies y la baja dominancia de cada una de ellas, como es típico en las selvas medianas y altas.

En la localidad afectada por los incendios de 1998, se detectaron dos especies con PVI superiores a 15: *Heliocarpus donnell-smithii* Rose y *Trichospermum grewiifolium* (A. Rich.) Kosterm. Las 25 restantes tuvieron valores de entre 7 y 1.3 (Cuadro 6). En la zona incendiada en 1998 y reforestada, también dos fueron las más importantes, *Acacia milleriana* Standl. y *Byrsonima crassifolia* (L.) Kunth, con PVI de 36.3 y 27.5, respectivamente. Las otras 11 no superaron 10.7% cada una (Figura 3).

En los mismos sitios reforestados mediante siembra directa y vueltos a quemar en 2003, una de ellas resultó preponderante *Byrsonima crassifolia* (PVI=48.7%), seguida de dos con PVI mayores a 10 pero menores a 15, *Piscidia piscipula* (L.) Sarg. y *Acacia milleriana* Standl. (Figura 4). En la zona afectada por incendios en 1998 y 2003, *Cordia alliodora* (PVI=36.1) supera a las demás ampliamente, seguida por *Cedrela odorata* (PVI=17.9%) (Figura 5).

Cuadro 5. Porcentaje de valor de importancia por especie en las áreas no afectadas por los incendios forestales.

Especie	% VI	Especie	% VI
<i>Brosimum alicastrum</i>	6.5	<i>Calypttranthes schiedeana</i>	1.5
<i>Chionanthus</i> sp.	6.4	<i>Guapira</i> sp.	1.3
<i>Pimenta dioica</i>	5.7	<i>Coccoloba cozumelensis</i>	1.2
<i>Aphananthe monoica</i>	5.2	<i>Cupania dentata</i>	1.2
<i>Cordia alliodora</i>	5.1	<i>Phoebe mexicana</i>	1.0
<i>Manilkara zapota</i>	5.0	<i>Erythroxylum</i> sp.	0.9
<i>Guettarda combsii</i>	4.9	<i>Pseudolmedia oxyphyllaria</i>	0.9
<i>Bursera simaruba</i>	4.6	<i>Croton guatemalensis</i>	0.9
<i>Trichitia</i> sp.	4.2	<i>Trichospermum grewiifolium</i>	0.8
<i>Protium copal</i>	4.0	<i>Simira salvadorensis</i>	0.8
<i>Swietenia macrophylla</i>	3.9	<i>Stemmadenia donnell-smithii</i>	0.7
<i>Zanthoxylum riedelianum</i>	3.3	<i>Ficus cotinifolia</i>	0.7
<i>Coussapoa purpusii</i>	2.9	<i>Ximenia</i> sp.	0.7
<i>Lonchocarpus castilloi</i>	2.6	<i>Astronium graveolens</i>	0.7
<i>Cedrela odorata</i>	2.0	<i>Trichilia cuneata</i>	0.7
<i>Terminalia amazonia</i>	2.0	<i>Cymbopetalum penduliflorum</i>	0.6
<i>Zuelania guidonia</i>	1.9	<i>Guapira linearibracteata</i>	0.6
<i>Tabebuia rosea</i>	1.8	<i>Jacaratia dolichaula</i>	0.6
<i>Platymiscium dimorphandrum</i>	1.8	Otras especies*	9.1
<i>Casearia nitida</i>	1.6		

\* Incluye siete especies.

Respecto a las especies con mayor PVI en cada condición, coinciden con su clasificación como clásicas de selvas medianas y altas no degradadas o bien de vegetación secundaria, sabanoide o típica de sabanas, referidas por Ibarra *et al.* (1997) y por Pennington y Sarukhán (2005). Entre las típicas de selvas no alteradas están *Brosimum alicastrum*, *Pimenta dioica*, *Aphananthe monoica*, *Manilkara zapota*, *Pseudolmedia oxyphyllaria* Donn. Smith y *Stemmadenia donnell-smithii*

Cuadro 6. Porcentaje de valor de importancia por especie en las áreas quemadas de 1998.

Especie	% VI	Especie	% VI
<i>Heliocarpus donnell-smithii</i>	15.8	<i>Tabebuia rosea</i>	1.9
<i>Trichospermum grewiifolium</i>	15.4	<i>Platymiscium dimorphandrum</i>	1.7
<i>Manilkara zapota</i>	7.0	<i>Ficus cotinifolia</i>	1.7
<i>Neea stenophylla</i>	5.3	<i>Chionanthus</i> sp.	1.6
<i>Brosimum alicastrum</i>	4.4	<i>Astronium graveolens</i>	1.5
<i>Trema micrantha</i>	4.0	<i>Zanthoxylum riedelianum</i>	1.5
<i>Bursera simaruba</i>	4.0	<i>Coccoloba cozumelensis</i>	1.5
<i>Guapira cf. petenensis</i>	3.6	<i>Cordia alliodora</i>	1.4
<i>Ficus colubrinae</i>	3.3	<i>Stemmadenia donnell-smithii</i>	1.4
<i>Acacia milleriana</i>	2.8	<i>Guettarda combsii</i>	1.4
<i>Croton guatemalensis</i>	2.6	<i>Zuelania guidonia</i>	1.4
<i>Cojoba arborea</i>	2.5	<i>Pseudobombax ellipticum</i>	1.3
<i>Cecropia obtusifolia</i>	2.4	Otras especies*	8.7

\* Incluye siete especies.

(Rose) Woodson, entre otras. En las distintas categorías de afectación por el fuego dominan las típicas de vegetación secundaria, como: *Heliocarpus donnell-smithii*, *Trichospermum grewiifolium*, *Bursera simaruba* (L.) Sarg., *Cecropia obtusifolia* Bertol. y *Cordia alliodora* (localidades quemadas en 1998; las dos primeras con el >PVI en dicha condición de estudio); *Lysiloma acapulcensis* (Kunth) Benth. y *Piscidia piscipula* (sitios incendiados en 1998 y reforestados); *P. piscipula*, *Bursera simaruba*, *Lysiloma acapulcensis* y *Cordia alliodora* (áreas quemadas, reforestadas y vueltas a incendiar) y *Cordia alliodora*, *Cedrela odorata*, *Tabebuia rosea* (Bertol.) DC., *Bursera simaruba* y *Piscidia piscipula* (áreas incendiadas dos veces). Cabe destacar la presencia de *Byrsonima crassifolia*, que es de vegetación sabanoide o de sabanas, también formando parte de la vegetación secundaria, con el segundo PVI en áreas incendiadas en 1998 y reforestadas, así como en las áreas quemadas reforestadas y que se volvieron a incendiar, condición en la que ocupó el primer lugar por su PVI.

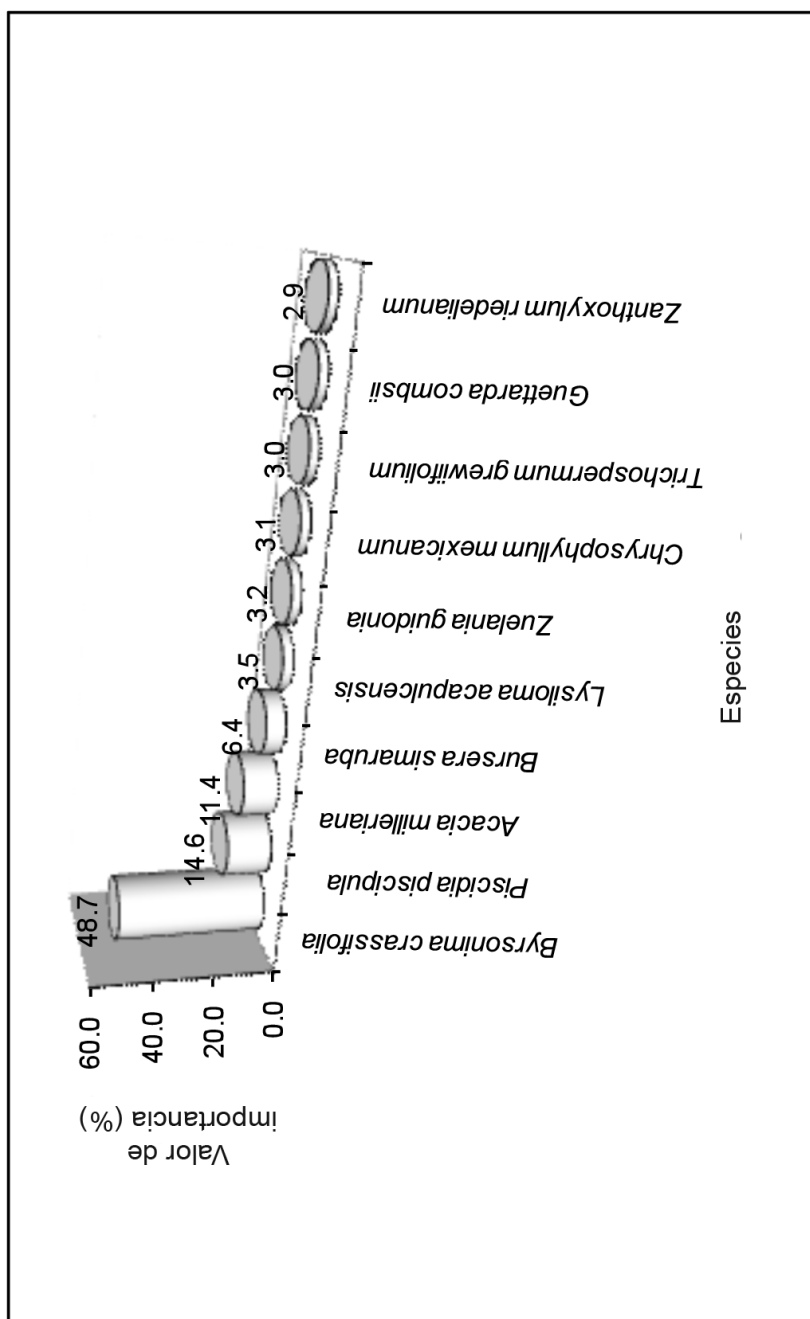


Figura 3. Porcentaje de valor de importancia por especie en las áreas quemadas en 1998 y reforestadas con siembra directa.



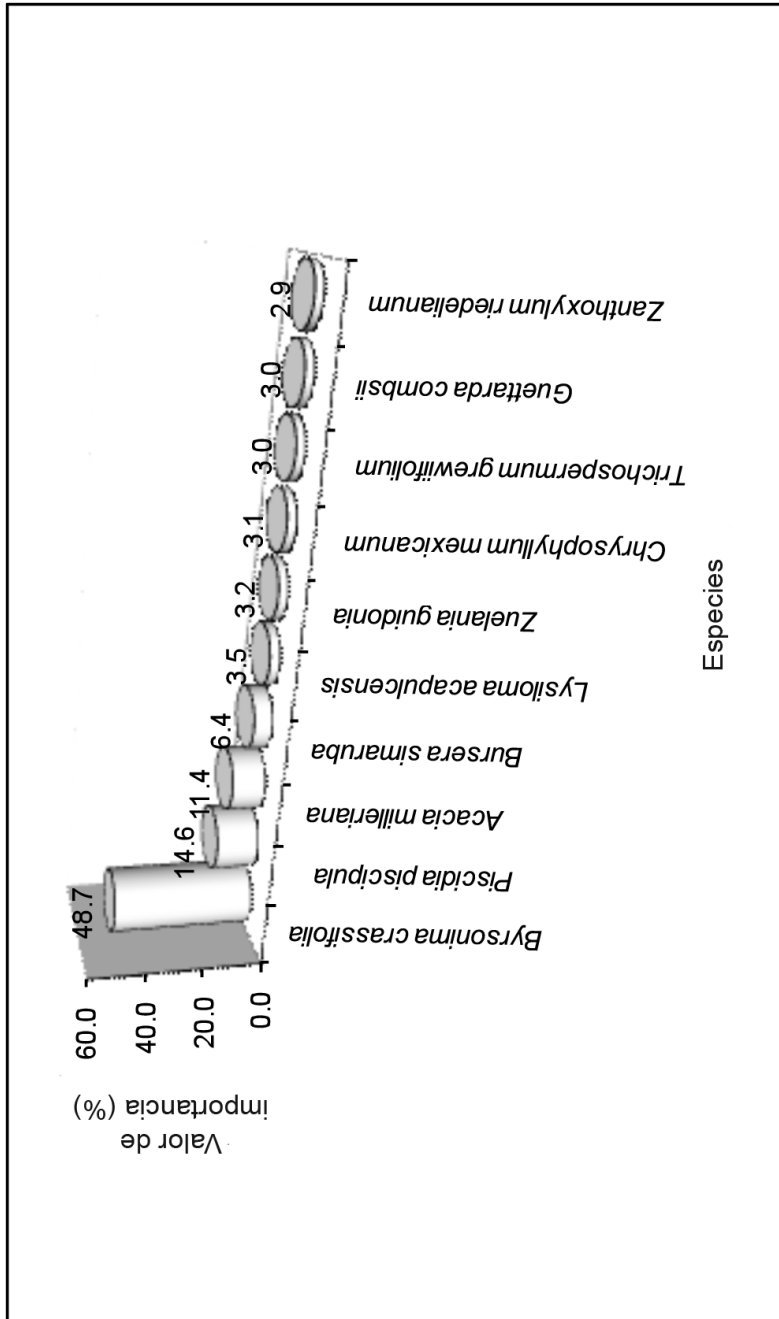


Figura 4. Porcentaje de Valor de Importancia por especie en las áreas quemadas en 1998, reforestadas con siembra directa y vueltas a quemar en 2003.

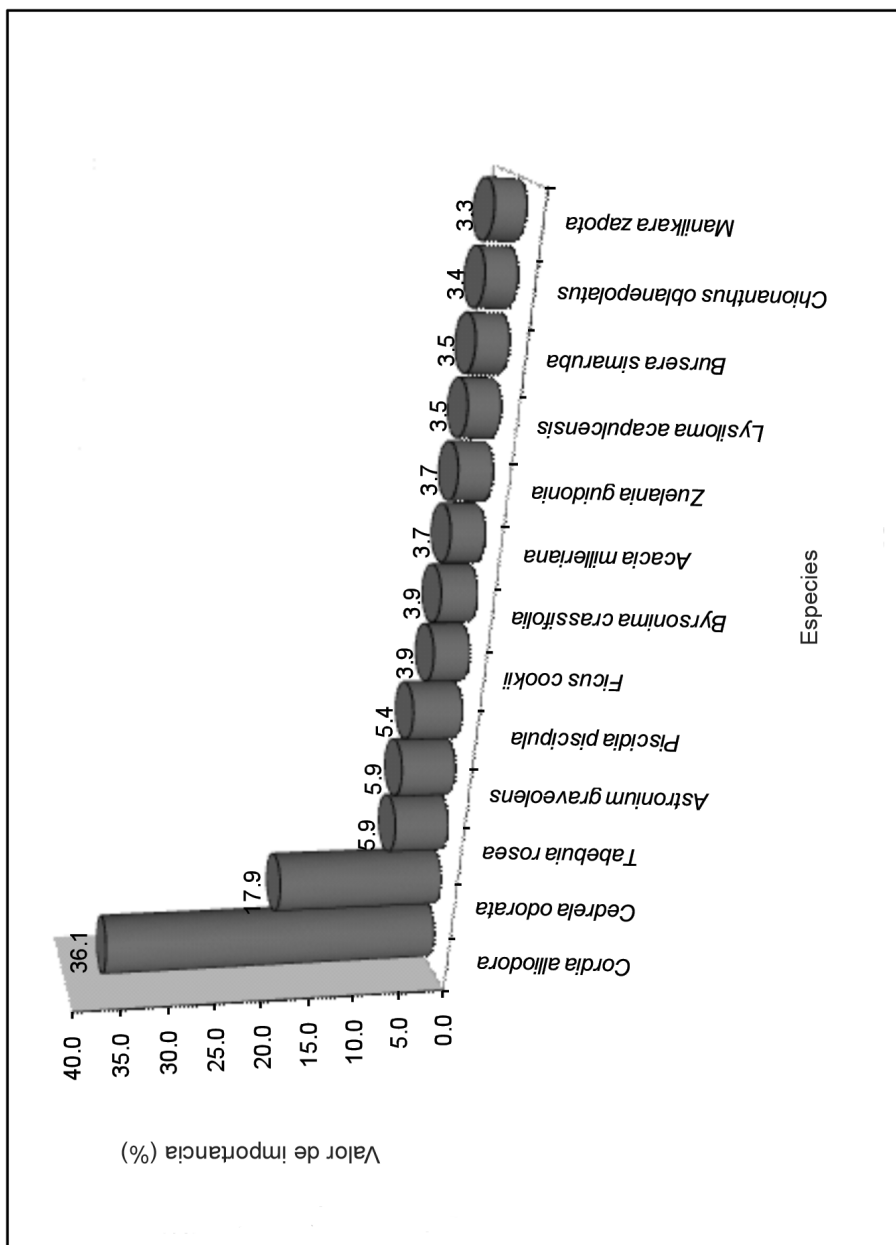


Figura 5. Porcentaje de valor de importancia por especie en áreas quemadas en 1998 y en 2003.

Gómez y Vázquez (1985) describen que al tratar muestras de suelo con calentamiento similar al que puede ocurrir durante una quema de monte, se reduce el número de especies que aparecen por germinación, con predominio de las que resisten altas temperaturas, como *Lysiloma acapulcensis* de la familia Leguminosae, la cual fue registrada en tres de las condiciones afectadas por los incendios estudiadas en este trabajo y a cuya semilla el fuego posiblemente contribuye a eliminar su latencia física.

De las especies que se hallaron en las áreas que no fueron dañadas por los incendios forestales, 18 se observaron en las zonas quemadas en 1998; algunas de ellas son: *Cordia alliodora*, *Coccoloba cozumelensis* Hemsley, *Manilkara zapota*, *Croton guatemalensis* Lotzy y *Platymiscium dimorphandrum* J. D. Smith. En las tres condiciones restantes (quemadas en 1998 y reforestadas con siembra directa, siniestradas en 1998, reforestadas y vueltas a incendiar en el 2003 y las zonas que fueron afectadas en 1998 y 2003), se determinó la existencia de cinco especies en común: *Byrsonima crassifolia*, *Acacia milleriana*, *Zuelania guidonia* (Sw.) Britton. & Millsp., *Lysiloma acapulcensis* y *Bursera simaruba*; esta última es señalada por Pennington y Sarukhán (2005) como típica tanto de selvas no perturbadas como de vegetación secundaria.

En los sitios quemados en 1998 y 2003, se encontraron individuos de *Manilkara zapota*, *Tabebuia rosea*, *Cordia alliodora*, *Cedrela odorata* y *Astronium graveolens* Jacq., con dimensiones de hasta 19 m de altura y 86 cm de diámetro, que a pesar de haber sido impactados por los incendios, sobrevivieron y aún exhiben buen vigor. Las dos primeras han sido referidas como sobrevivientes en zonas afectadas por incendios en selvas de Quintana Roo (Villa *et al.*, 1990).

Existen especies que se identificaron en común para diferentes condiciones, al igual que otras registradas como únicas de cada categoría en el muestreo realizado. Ejemplos son: *Ficus* sp., *Swietenia macrophylla* King, *Simira salvadorensis* Steyererm., *Cymbopetalum penduliflorum* (Dunal) Baillon y *Pseudolmedia oxyphyllaria*, árboles que sólo se hallaron en las áreas no afectadas. Snook (1993) señala que *Swietenia macrophylla* es colonizadora de tierras incendiadas.

Las selvas quemadas son repobladas por colonizadoras como *Heliocarpus donnell-smithii* y *Trichospermum grewiifolium*, que se localizaron en las áreas degradadas, sobre todo en las siniestradas en 1998, al igual que *Cecropia obtusifolia*, típica de claros y vegetación secundaria (Rzedowski, 1978).

## CONCLUSIONES

Siete y dos años después de acontecidos los incendios de 1998 y 2003 en la Reserva Selva El Ocote, la riqueza de especies arbóreas, diversidad, equitatividad

y densidad de la selva alta-mediana subperennifolia fueron bajas, en particular después de la afectación de dos incendios forestales, como se planteó en la hipótesis del trabajo.

Con base en el análisis de componentes principales, el área no afectada forma grupos particulares en todos los parámetros evaluados dentro de las zonas incendiadas, con o sin restauración.

Los sitios restaurados que se volvieron a incendiar, tendieron a formar un grupo diferente al de las áreas siniestradas dos veces y no restauradas y las localidades quemadas y restauradas. Con tal clasificación destaca que los grupos que forman no corresponden a las distintas condiciones estudiadas.

Las áreas quemadas una vez y aquellas afectadas dos veces, tuvieron 60 y 28.9% de las especies registradas en áreas no incendiadas; 74.9 y 52.2% del índice de diversidad de Shannon-Wiener; así como 50.2 y 16.4% de la densidad de árboles.

Los predios incendiados dos veces tuvieron los menores valores de supervivencia de árboles, densidad de árboles vivos, número de especies por sitio, además de los mayores valores de roca expuesta y de cobertura de sotobosque, denotando la mayor alteración que han experimentado.

En las superficies degradadas dominan árboles típicos de vegetación secundaria, sabanoide o de sabana: *Heliocarpus donnell-smithii*, *Byrsonima crassifolia*, *Lysiloma acapulcensis*, *Piscidia piscipula*, *Bursera simaruba*, *Cordia alliodora*, *Cedrela odorata*, *Tabebuia rosea*, *Zuelania guidonia* y *Cecropia obtusifolia*, pero también existen especies típicas de selvas no alteradas, lo cual es un indicador de que sobrevivieron en los sitios quemados o que lentamente se van recuperando; casos específicos son *Astronium graveolens*, *Brosimum alicastrum* y *Manilkara zapota*, bajo la sombra de las pioneras. Algunos adultos de *M. zapota*, entre otros, muestran cierta resistencia al paso del fuego.

Una selva quemada es más proclive al fuego, como se demostró con el segundo incendio de 2003, lo que denota la necesidad de fortalecer los esquemas y recursos para el manejo del fuego en esta área, en particular en los sitios donde un segundo o hasta un tercer incendio pudiesen ocurrir.

Debe tenerse muy claro que los efectos degradantes de los incendios se presentan sobre ecosistemas sensibles al mismo, como es el caso de la selva aquí descrita, pero que en ecosistemas mantenidos por el fuego sólo la alteración de los regímenes de fuego a través de su exclusión y eventuales incendios más intensos o bien su exceso en frecuencia, los degradan. Un apropiado sistema de fuego, incluso con la influencia del hombre, ayuda a mantener saludables esos

ecosistemas, tal como evidencia la literatura científica que existe para el país sobre efectos de estos disturbios en pinares.

## AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al personal de la Reserva de la Biosfera Selva El Ocote (REBISO), a la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) y al Sr. Francisco Ramos Marchena, de la Universidad Nacional Autónoma de México, por los apoyos prestados de logística y determinación taxonómica.

## REFERENCIAS

- Biggs, R., H. C. Biggs, T. T. Dunne, N. Govender and A. L. F. Potgieter. 2003. Experimental burn plot trial in the Kruger National Park: history, experimental design and suggestions for data analysis. *Koedoe* 46: 1-15.
- Cleary, D. F. R., A. Priadjati, B. K. Suryokusomo and S. B. J. Menken. 2006. Butterfly, seedling, sapling and tree diversity and composition in a fire-affected Bornean rainforest. *Austral Ecology* 31: 46-57.
- Cochrane, M. A. 2003. Fire science for rainforests. *Nature* 421: 913-919.
- Cochrane, M. A. 2009. Fire, land use, land cover dynamics, and climate change in the Brazilian Amazon. *In*: Cochrane, M. A. (Coord.). *Tropical fire ecology*. Springer-Praxis. Berlin, Germany. pp. 389-426.
- Cochrane, M. A. and M. D. Schulze. 1999. Fire as a recurrent event in tropical forests of the Eastern Amazon: effects on forest structure, biomass and species composition. *Biotropica* 31:2-16.
- Cochrane, M. A., A. Alencar, M. D. Schulze, C. Souza Jr., D. Nepstad, P. Lefebvre and E. Davidson. 1999. Positive feedbacks in the fire dynamic of closed canopy tropical forests. *Science* 284: 1832-1835.
- Gómez P., A. y C. Vázquez Y. 1985. Estudio sobre regeneración de selvas en regiones cálido-húmedas de México. *In*: Gómez P., A. y S. del Amo R. (Eds.). *Investigaciones sobre la regeneración de selvas altas en Veracruz, México*. Alhambra Mexicana. México, D. F. México. pp. 1-25.
- Ibarra M., G., M. Martínez R., R. Dirzo y J. Núñez F. 1997. La vegetación. *In*: González S., E., R. Dirzo y R. C. Vogt. (Eds.). *Historia natural de Los Tuxtlas*. IB-INE-CONABIO. México, D. F. México. pp. 61-85.
- Krebs, Ch. J. 1985. *Ecología: estudio de la distribución y la abundancia*. Harla. México, D. F. México. 753 p.
- Laurance, W. F. 2003. Show burn: The insidious effect of surface fires on tropical ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution* 18: 209-212.

- Pennington, T. D. y J. Sarukhán K. 2005. Árboles tropicales de México. Manual para la identificación de las principales especies. 3ª ed. Universidad Nacional Autónoma de México-Fondo de Cultura Económica. México, D. F. México. 523 p.
- Russell-Smith, J. and P. Stanton. 2002. Fire regimes and fire management of rainforest communities across northern Australia. *In*: Bradstock, R. A., J. E. Williams and M. A. Gill (Eds.): Flammable Australia. The fire regimes and biodiversity of a continent. Cambridge University Press. Cambridge, UK. pp. 329-350.
- Rzedowski, J. 1978. Vegetación de México. Limusa. México, D. F. México. 432 p.
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). 2000. Programa de Manejo Reserva de la Biosfera Selva El Ocote. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. México, D. F. México. 220 p.
- Snook, C. L. 1993. Stand dynamics of mahogany (*Swietenia macrophylla* King) and associated species alter fire and hurricanes in tropical forests of the Yucatán Península. Doctoral Thesis. Yale University. New Haven, CT. USA. 254 p.
- Shlisky, A., J. Waugh, P. González, M. González, M. Manta, H. Santoso, E. Alvarado, A. A. Nuruddin, D. A. Rodríguez-Trejo, R. Swaty, D. Schmidt, M. Kaufmann, R. Myers, A. Alencar, F. Kearns, D. Johnson, J. Smith, D. Zollner and W. Fulks. 2007. Fire ecosystems and people: treats and strategies for global biodiversity conservation. G.F.I. Technical Report 2007-2. The Nature Conservancy. Arlington, VA. USA. 20 p.
- Universidad Autónoma Chapingo-Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca (UACH-SEMARNAP). 1999. Atlas forestal. México, D. F. México. 101 p.
- Villa S., A. B., E. A. Hernández O. y V. E. Sosa C. (Eds.). 1990. Plan de manejo silvícola integral de la zona norte de Quintana Roo. Asociación Mexicana de Profesionistas Forestales, A. C. México, D. F. México. 100 p.