

Impactos de los incendios de 1998 en el bosque mesófilo de montaña de Los Chimalapas, Oaxaca

HEIDI ASBJORNSEN¹ Y CLAUDIA GALLARDO HERNÁNDEZ²

Resumen

En las últimas décadas, una de las amenazas más grandes para la perdurabilidad de los bosques húmedos en el trópico ha sido el fuerte aumento de los incendios antrópicos y su interacción sinérgica con eventos de sequía extrema originados por el fenómeno de El Niño. En 1998, aproximadamente 38,000 ha de bosque mesófilo de montaña fueron afectadas por extensos incendios ocurridos en la región de Los Chimalapas, en el estado de Oaxaca. En este estudio se evalúan los cambios ocurridos en la estructura y en la composición florística de estos ecosistemas cuatro años después de estos incendios. El diseño del estudio consiste de parcelas pareadas establecidas en áreas quemadas y no quemadas de bosque mesófilo sobre sustratos geológicos distintos (roca sedimentaria y roca metamórfica) y con diferentes niveles de productividad (alto, mediano y bajo). Los resultados muestran que la mortalidad de árboles (d.a.p. \geq 10 cm) en los bosques quemados varió entre un 83.7% (roca metamórfica) y 82.1% (roca sedimentaria), con una ausencia de diferencias significativas entre clases de medidas diamétricas. Estos valores corresponden con una

¹ Department of Natural Resource Ecology & Management, Iowa State University, 253 Bessey Hall, Ames, IA, 50236, USA, hasbjorn@iastate.edu

² Herbario XAL, Instituto de Ecología, A.C., km 2.5 Carretera Antigua a Coatepec 351, Xalapa, 91070, México, gallardoc@ecologia.edu.mx

reducción en el área basal de 82.9 % y 87.2%, respectivamente. En los bosques mesófilos enanos (de baja productividad) que se desarrollan sobre afloramientos expuestos de roca caliza, la mortalidad fue total (100%). El área basal del estrato arbustivo fue similar entre las áreas quemadas y no quemadas sobre ambos sustratos. La pérdida en la riqueza específica en el estrato arbóreo fue de entre un 81% y un 71% para los bosques sobre sustrato sedimentario y metamórfico, respectivamente. Por el contrario, para el estrato arbustivo la pérdida de la riqueza específica fue solamente de 11.4% para el sustrato sedimentario, e incluso en el de roca metamórfica se incrementó en un 6%. La sobrevivencia de especies originales en las áreas quemadas varió entre un 20% para árboles y un 39.5% para los arbustos; siendo la vegetación actual dominada por especies oportunistas característica de estados sucesionales tempranos. El proceso de recuperación fue más lento en el bosque mesófilo enano comparado con los bosques mesófilos con más alta productividad. Estos resultados iniciales revelan la vulnerabilidad ecológica de estos bosques húmedos de montaña a los incendios y enfatizan la necesidad de entender los procesos de recuperación y promover sistemas de protección y manejo efectivos para prevenir la ocurrencia repetida de incendios antrópicos en los bosques mesófilos.

Palabras clave: biodiversidad, biomasa, bosques húmedos de montaña, sucesión.

Abstract

During the past several decades, one of the greatest threats to the sustainability of moist tropical forests has been the sharp increase in anthropogenic fires and their synergistic interaction with extreme drought events associated with the El Niño phenomenon. In 1998, approximately 38,000 hectares of montane tropical cloud forest were affected by extensive fires in the region of Los Chimalapas, in the State of Oaxaca in southeastern Mexico. This study evaluates the impacts of these fires on the structure and floristic composition in these cloud forests four years after the fires occurred. The study design consists of

paired plots established in burned and unburned cloud forests growing on two distinct geologic substrates (sedimentary and metamorphic bedrock) and having different levels of productivity (high, medium, and low). The results indicate that tree mortality (d.b.h. \geq 10 cm) in burned cloud forests varied between 83.7% (metamorphic rock) and 88% (sedimentary rock), with a lack of significant difference between diameter size classes. These values correspond with a reduction in basal area of 82.9% and 87.2%, respectively. For elfin cloud forests (with low productivity) that occur on exposed limestone outcroppings, tree mortality was 100%. Basal area of the shrub stratum was similar between the burned and unburned cloud forests growing on both substrates. The loss in species richness in the tree stratum was varied between 71% and 81% for forests growing on sedimentary and metamorphic substrates, respectively. In contrast, loss of species richness was much less, for the shrub stratum was only 11.4% for sedimentary substrates, and even increased on the metamorphic substrates by 6%. Survival of the original mature cloud forest species varied between 20% for trees and 39.5% for shrubs, while the current vegetation is dominated by opportunistic species characteristic of early successional stages. Recovery of the vegetation was slower in elfin forests compared to cloud forests with higher productivity. These initial results reveal the ecological vulnerability of these tropical cloud forest ecosystems to fire and emphasize the need to understand the recovery processes, as well as promote effective management systems for preventing the reoccurrence of anthropogenic fires within these tropical montane cloud forest ecosystems.

Key words: biodiversity, biomass, montane cloud forest, succession.

Introducción

Los incendios en los bosques húmedos tropicales no son un tema nuevo, pues se han registrado desde hace miles de años atrás pero con una frecuencia baja (Sandford *et al.* 1985, Meggers 1994, Walsh 1996). Sin embargo, en las últimas décadas tanto la frecuencia, la escala y la intensidad de los incendios, han aumentado debido a las interacciones sinérgicas entre las fluctuaciones climáticas y las actividades huma-

nas, situación que se ha agudizado durante las condiciones de extrema sequía ocurridas en los años de El Niño (1982-1983 y 1997-1998; Cochrane 2001, Siegert *et al.* 2001). Esta espiral ascendente de mayor biomasa quemándose en el trópico húmedo puede tener impactos multiplicados, no previsibles y severos sobre la diversidad y las funciones ecológicas de estos bosques (Paine *et al.* 1998, Scheffer *et al.* 2001).

El bosque mesófilo es un tipo de bosque tropical húmedo restringido a las partes medias y altas de las montañas y reconocido por su alto nivel de endemismo (Challenger 1998) e importancia hidrológica (Bruijnzeel y Proctor 1995). Algunos datos recientes de México indican que los bosques mesófilos también soportaron incendios hace miles de años (Malmer *et al.* en prensa). En la actualidad, las continuas presiones humanas amenazan con un incremento en la ocurrencia y extensión de los incendios en los bosques mesófilos (Jardel 1991, Anta y Plancarte 2001, Ramírez-Marcial *et al.* 2001) y no existe suficiente información sobre los impactos ecológicos de los incendios en estas comunidades vegetales y sobre su capacidad de recuperación.

En 1998 se quemaron grandes extensiones de bosque húmedo de montaña en la región de los Chimalapas, en el estado de Oaxaca, México. Estos incendios, por su intensidad y escala, se pueden considerar como eventos extraordinarios. El presente estudio es parte de un proyecto a largo plazo que tiene como enfoque entender los procesos de recuperación de la composición, la estructura y las funciones ecológicas de estos bosques mesófilos incendiados. A continuación se evalúa la mortalidad y los cambios ocurridos en el área basal así como en la composición y riqueza florística de varios tipos de bosque mesófilo (distinta productividad) y sobre sustratos litológicos diferentes.

Descripción del sitio de estudio

La región de los Chimalapas se localiza en el estado de Oaxaca en México (**Fig. 1**), y posee una extensión de 590,945 ha, que pertenecen a dos municipios: San Miguel Chimalapa y Santa María Chimalapa (INEGI 1997). Los Chimalapas junto con Uxpanapa (**Fig. 1**) son considerados como uno de los doce centros de mayor diversidad de plantas en México (IUCN 1997) y con mayor endemismo biológico en Mesoamérica (Rze-



Figura 1. Mapa de la región de Los Chimalapas, con la ubicación de las comunidades más cercanas a los sitios de estudio, Benito Juárez y San Antonio, del municipio de San Miguel Chimalapa.

dowski 1992, Wendt 1993). La compleja topografía de la región permite que exista una alta heterogeneidad de climas y ecosistemas contiguos como son la selva baja caducifolia, los matorrales xerófilos, los bosques de pino y encino, la selva alta perennifolia, y los bosques mesófilos de montaña (IUCN 1997, Salas-Morales *et al.* 2001). En particular, los bosques mesófilos tienen una biodiversidad y un nivel de endemismo excepcionalmente altos (Gentry 1982, Rzedowski 1996, Challenger 1998). En los Chimalapas, se estima que los bosques mesófilos cubren 63,000 ha, y se distribuyen principalmente entre los 1,600 y 2,300 msnm de las partes medias y altas de las sierras. Se estima que la precipitación anual en estos sitios es de entre 2,000 y 3,000 mm más una humedad relativa alta por su exposición continua y directa a los vientos húmedos tanto del Océano Pacífico como del Golfo de México. Estos bosques se relacionan de manera estrecha con varias cuencas de la región, tales como las de los ríos Coatzacoalcos, Uxpanapa, Grijalva, Ostuta y Espíritu Santo (Fig. 1).

Los incendios de 1998 afectaron en Los Chimalapas aproximadamente 210,000 ha, extensión que representa una tercera parte del área total y de la cual aproximadamente 126,000 ha pertenecían a bosques con un buen estado de conservación, por lo que estos incendios son considerados los más graves en la historia reciente del área (Anta y Plancarte 2001). En ese año se presentó el fenómeno de El Niño, ocasionando una sequía extrema que duró seis meses, el doble de la duración promedio para las áreas húmedas, creando una mayor susceptibilidad de los bosques húmedos a los incendios. El uso local del fuego para la preparación de los terrenos agrícolas y pastizales, así como los conflictos agrarios y el establecimiento de cultivos ilícitos, fueron algunas de las causas que junto con la sequía extrema propiciaron los extensos incendios de 1998 en Los Chimalapas (Anta y Plancarte 2001). Uno de los tipos de bosque más afectados fue el bosque mesófilo de montaña, con aproximadamente un 60% (38,000 ha) de su extensión original quemada (Anta y Plancarte 2001). Las áreas incendiadas de este tipo de bosque se situaron en lugares remotos y de difícil acceso, por lo que los intentos por controlarlos con brigadas, brechas corta fuego y helicópteros, fallaron, y más bien fueron las primeras lluvias de la estación húmeda las que extinguieron el fuego (Anta y Plancarte 2001).

En Los Chimalapas, los bosques mesófilos afectados por los incendios se pueden clasificar en tres tipos principales según el sustrato geológico y su productividad (usando como índice la altura promedio de los árboles del dosel); cada tipo de bosque presentó una afectación distinta por los incendios: (1) productividad alta (árboles de 20 a 30 m de altura): comunidades que se desarrollan principalmente en suelos minerales y profundos sobre rocas metamórficas, usualmente en laderas y barrancas; la intensidad de los incendios fue baja y los tipos de incendios fueron principalmente superficiales (de piso), y algunos subterráneos; la distribución de las áreas incendiadas fue en parches por lo que el paisaje actual está conformado por áreas quemadas intercaladas con áreas no quemadas. (2) Productividad mediana (árboles de 15-20 m de altura): comunidades que se desarrollan en suelo poco profundo derivado principalmente de rocas sedimentarias de relieve kárstico; la mayor parte de los incendios fueron de tipo subterráneo de severidad intermedia, aunque en algunas partes llegaron hasta

la copa; las áreas quemadas fueron continuas conformando grandes extensiones de bosque quemado. (3) Productividad baja (árboles de 4-6 m de altura): comunidades que se desarrollan sobre afloramientos de roca sedimentaria de relieve kárstico, con suelos delgados, un alto drenaje de agua y con una exposición directa a los vientos; los incendios fueron tanto de copa como subterráneos por lo que la severidad fue mayor, y como consecuencia, se quemaron casi todas las porciones con este tipo de bosque mesófilo enano.

Metodología

Se seleccionaron seis sitios de estudio, tres de alta productividad sobre roca metamórfica, y tres de mediana productividad sobre roca sedimentaria. Estos sitios tienen bosques conservados y bosques quemados adyacentes con orientación y pendiente similar. Además se seleccionó un sitio de estudio incendiado con bosque mesófilo enano (baja productividad), localizado en la parte más expuesta y alta del área sedimentaria; la destrucción casi total de este tipo de comunidad no permitió encontrar áreas con bosques enanos conservados. En cada sitio de estudio se ubicaron parcelas pareadas (bosque no quemado y bosque quemado) de 30 x 30 m, manteniendo una distancia mínima entre ellas de 30 m de separación ($n = 6$ sitios x 2 parcelas = 12 parcelas). Para el bosque mesófilo de baja productividad solamente se estableció una parcela de 30 x 30 m en el área quemada.

Los sitios de estudio sobre roca sedimentaria se sitúan entre las coordenadas $16^{\circ}39'51.7''$ y $16^{\circ}42'40.8''$ de latitud norte y las coordenadas $94^{\circ}13'57.3''$ y $94^{\circ}16'49.0''$ de longitud oeste, a una altitud entre los 1,640 y 1,815 msnm, aproximadamente a 5.5 km en línea recta al NW (294°) de Benito Juárez. Los sitios sobre roca metamórfica se sitúan entre las coordenadas $16^{\circ}44'02.0''$ y $16^{\circ}44'30.1''$ de latitud norte y las coordenadas $94^{\circ}11'30.2''$ y $94^{\circ}11'45.9''$ de longitud oeste, a una altitud entre los 1,585 y 1,725 msnm, aproximadamente a 10.5 km en línea recta al NW (300°) de San Antonio, ambas localidades situadas en el área oriente de San Miguel Chimalapa (Fig. 1).

Para estimar la mortalidad y el área basal de los árboles, se midieron los diámetros de todos aquellos árboles con un diámetro a la altu-

ra del pecho (d.a.p. a 1.3 m de altura) ≥ 10 cm dentro de cada parcela, y se anotó si estaban vivos o muertos. Para el estrato arbustivo (d.a.p. < 10 cm y una altura < 50 cm), se midieron la altura y el diámetro basal de las plantas dentro de dos transectos de 30 x 2 m establecidos en cada parcela. Todos los datos de mortalidad y área basal fueron estimados para una hectárea.

Para evaluar los cambios de composición y riqueza florística causados por los incendios, se realizaron colectas de plantas durante un periodo de 60 días, que abarcó la parte final de la época seca del año y principios de lluvias (abril-mayo, 2001 y 2002 y julio 2002). En todas las parcelas se colectaron muestras estériles y fértiles (cuando existían) de árboles, arbustos, hierbas terrestres y epífitas, y se realizó la determinación taxonómica en el herbario. Para estimar los cambios en la riqueza específica de las parcelas, se calculó el promedio de especies por tratamiento (áreas quemadas y no quemadas), por tipo de sustrato (metamórfico y sedimentario) y por cada forma de crecimiento (árboles y arbustos). Se estimaron también los porcentajes de plantas sobrevivientes y de especies colonizadoras en las parcelas quemadas.

Resultados

La mortalidad de los individuos arbóreos (≥ 10 cm d.a.p.) varió entre 68.2% y 86.5%, con poca diferencia entre las distintas clases diamétricas (**Tabla I**). El promedio del área basal del estrato arbóreo en los bosques no quemados fue de 37.4 m² ha⁻¹ sobre sustrato sedimentario con relieve kárstico y de 50.4 m² ha⁻¹ para el bosque sobre sustrato metamórfico (**Tabla II**). Los bosques quemados tuvieron significativamente menos área basal viva que las parcelas testigo ($P < 0.0001$), estimada en 4.8 m² ha⁻¹ sobre roca sedimentaria y 8.6 m² ha⁻¹ sobre roca metamórfica, lo cual representa una reducción del área basal viva de los árboles del 87.2% y 82.9%, respectivamente. El área basal del estrato arbustivo no mostró diferencias significativas entre las parcelas de bosque quemado y no quemado en los dos tipos de sustrato (**Tabla II**). En los bosques mesófilos enanos (de baja productividad) sobre los afloramientos de roca caliza, la mortalidad por los incendios fue total; no sobrevivieron ni árboles ni arbustos del bosque original.

Tabla I. Número de árboles y arbustos vivos por hectarea ($x \pm$ error estándar) en bosques quemados y no quemados sobre dos tipos de sustrato (metamórfico y sedimentario) y porcentaje de mortalidad de árboles para tres clases de d.a.p.: 10-20 cm, 20-40 cm, y >40 cm.

	Metamórfico			Sedimentario		
	Bosque (#/ha)	Quemado (#/ha)	Mortalidad (%)	Bosque (#/ha)	Quemado (#/ha)	Mortalidad (%)
Árboles	833 (151)	144 (30)	83	933 (254)	167 (78)	82
Clase de d.a.p.:						
10-20 cm	481 (97)	97 (24)	80	570 (171)	103 (51)	89
20-40 cm	248 (48)	33 (13)	87	314 (100)	89 (44)	68
> 40 cm	103 (29)	22 (0)	79	48 (17)	11 (0)	77
Arbustos	2,611 (181)	2,655 (368)		4,558 (472)	4,558 (767)	

Tabla II. Área basal viva de árboles (d.a.p. \geq 10 cm) y arbustos (d.a.p. < 10 cm y altura < 50 cm). Todos los valores se presentan de la forma $x \pm$ error estándar; las letras minúsculas indican diferencias significativas entre columnas (bosque contra quemado).

	Metamórfica			Sedimentaria		
	Bosque ($m^2 ha^{-1}$)	Quemado ($m^2 ha^{-1}$)	Cambio (%)	Bosque ($m^2 ha^{-1}$)	Quemado ($m^2 ha^{-1}$)	Cambio (%)
Árboles	50.4 (13.7)a	8.6 (0.2)b	-82.9	37.4 (8.2)a	4.8 (2.3)b	-87.2
Arbustos	5.7 (1.0)a	5.1 (0.2)a	-10.5	12.1 (1.7)a	12.8 (0.5)a	+5.8

La comparación de las especies hasta ahora registradas para los bosques mesófilos que se desarrollan sobre distintos sustratos litológicos (metamórfico y sedimentario) muestra que existen especies compartidas entre ellos pero también elementos exclusivos (**Tabla III**). La riqueza promedio de especies del estrato arbóreo en el bosque no quemado fue mayor sobre roca metamórfica (30) que sobre roca sedimentaria (20). Para el estrato arbustivo el patrón fue inverso: 43 especies para roca sedimentaria y 39 especies para roca metamórfica (**Tabla IV**). Al comparar la riqueza específica del estrato arbóreo para las áreas quemadas, se registró una disminución del número de especies promedio de entre un 71% y un 81% sobre roca metamórfica y roca sedimentaria, respectivamente (**Tabla IV**). Por el contrario, para el estrato arbustivo la pérdida de la riqueza florística específica fue me-

Tabla III. Algunas de las especies compartidas o exclusivas de los bosques mesófilos sobre distinto sustrato geológico (roca sedimentaria y roca metamórfica) y especies originales del bosque que sobrevivieron (especies heredadas) en las parcelas de bosque quemado.

Familia	Especie	Forma de crecimiento	Bosque no quemado		Bosque quemado	
			Roca sed.	Roca met.	Roca sed.	Roca met.
Lauraceae	<i>Ocotea matudae</i>	Árbol	x	x		
Podocarpaceae	<i>Podocarpus oleifolius</i>	Árbol	x	x		
Sapindaceae	<i>Matayba oppositifolia</i>	Árbol	x	x	x	x
Theaceae	<i>Symplococarpon cf. purpusii</i>	Árbol	x	x		x
Clethraceae	<i>Clethra</i> sp.	Árbol	x			
Euphorbiaceae	<i>Alchornea latifolia</i>	Árbol	x		x	
Meliaceae	<i>Trichilia havanensis</i>	Árbol	x			x
Moraceae	<i>Trophis cf. chiapensis</i>	Árbol	x		x	
Polygonaceae	<i>Coccoloba</i> sp.	Árbol	x			
Staphyleaceae	<i>Turpinia occidentalis</i>	Árbol	x		x	
Cunoniaceae	<i>Weinmannia pinnata</i>	Árbol		x		
Fagaceae	<i>Quercus eugeniifolia</i>	Árbol		x		x
Lauraceae	<i>Ocotea iridescens</i>	Arbolito		x		
Lauraceae	<i>Persea rufescens</i>	Árbol		x		x
Theaceae	<i>Ternstroemia</i> sp.	Arbol		x		x
Ticodendraceae	<i>Ticodendron incognitum</i>	Árbol		x		
Araliaceae	<i>Oreopanax xalapensis</i>	Árbol				x
Asteraceae	<i>Sinclairia deppeana</i>	Trepadora leñosa		x		
Ericaceae	<i>Macleania insignis</i>	Arbusto epífita		x		
Icacinaceae	<i>Oecopetalum mexicanum</i>	Árbol				x
Lauraceae	<i>Persea</i> vel. aff. <i>americana</i>	Árbol				x
Leguminosae	<i>Inga</i> sp.	Árbol				x
Rosaceae	<i>Prunus</i> aff. <i>rhamnoides</i>	Árbol				x
Rubiaceae	<i>Faramea schultesii</i>	Arbolito				x
Rubiaceae	<i>Palicourea padifolia</i>	Arbusto			x	
Rutaceae	<i>Zanthoxylum melanostictum</i>	Arbusto			x	
Solanaceae	<i>Cestrum aurantiacum</i>	Arbusto			x	
Solanaceae	<i>Witheringia stramineifolia</i>	Árbol			x	
Thymelaeaceae	<i>Daphnopsis</i> sp.	Arbolito				x

nor, con una reducción de sólo un 11.4% para roca sedimentaria e incluso con un incremento del 6% en las parcelas quemadas sobre roca metamórfica (**Tabla IV**). Sin embargo, el porcentaje de las especies del bosque original, que sobrevivieron en las parcelas quemadas, fue relativamente bajo, tanto en árboles como en arbustos, y varía entre

Tabla IV. Promedio del número de especies (spp) $\times \pm$ (error estándar) de árboles y arbustos registrados creciendo sobre los dos tipos de sustrato (metamórfico y sedimentario) y en áreas quemadas y no quemadas. El promedio del número de especies compartidas entre áreas quemadas y no quemadas y de las especies colonizadoras de las áreas quemadas también se presenta.

Sustrato y forma de vida	Bosque	Quemado	% cambio	Número spp. compartidas	% de especies sobrevivientes	% de especies colonizadoras
<i>Metamórfico</i>						
Árboles	30.0 (2.5)	8.7 (1.8)	-71.0%	8.0	26.7	8.0
Arbustos	38.7 (6.3)	41.0 (0.6)	+6.0%	8.3	21.4	79.8
<i>Sedimentario</i>						
Árboles	20.0 (1.5)	4.0 (1.5)	-80.0%	4.0	20.0	0.0
Arbustos	43.0 (2.3)	38.3 (2.7)	-11.4%	16.3	39.5	57.4

un 20% y un 39.5% (Tabla IV). De las especies hasta ahora registradas como sobrevivientes o también llamadas especies heredadas, solamente *Matayba oppositifolia* se desarrolla sobre los dos tipos de sustrato en las parcelas quemadas (Tabla III).

Una proporción importante de la flora en las áreas quemadas corresponde a especies oportunistas o colonizadoras que para el componente arbustivo fue estimado de 57.4 % sobre roca sedimentaria y de 79.8% sobre roca metamórfica (Tabla IV). Para el componente arbóreo estos valores son bajos (0-8%) debido a que las especies arbóreas colonizadoras hasta el momento (cuatro años de recuperación) no han alcanzado un d.a.p. ≥ 10 cm. Sin embargo, se han observado en las parcelas quemadas de productividad media y alta el desarrollo de árboles pequeños heliófilos tales como *Trema micrantha*, *Heliocarpus* sp., *Hedyosmum* sp., y *Bocconia* sp. Los sitios de productividad baja (bosques mesófilos enanos) sobre roca sedimentaria con relieve kárstico, que sufrieron los impactos más severos, presentan una recuperación lenta a partir de plantas herbáceas pequeñas de la familia Asteraceae (*Gnaphalium* sp.), así como de líquenes y musgos, mostrando que además existe una riqueza específica muy pobre. De las observaciones en campo, en los sitios de productividad media y alta, es notoria la sobrevivencia de diversas especies de epífitas, sobre todo bromelias y orquídeas, que subsistían cuatro años después de ocurridos los incendios en el suelo o sobre la roca desnuda. Otro componen-

te notorio es la dominancia de *Pteridium arachnoideum* en algunos sitios quemados, un helecho que crece de manera vegetativa por estolones y que conforma tapetes continuos de hasta 1.5 m de altura.

Discusión

Esta evaluación preliminar de los impactos de los incendios de 1998 sobre los bosques mesófilos de montaña en Los Chimalapas indica que los incendios causaron cambios significativos en la estructura y en la composición y riqueza florística de los bosques. Además, los resultados muestran la influencia que tienen los dos tipos de sustratos geológicos de esta región sobre la heterogeneidad ecológica de los bosques y las diferencias entre los grados de impacto y los procesos de recuperación. La mortalidad encontrada en el estrato arbóreo de entre 68.2% y 86.5% es relativamente alta comparada con otros estudios, en los que se han reportado cifras generalmente de entre un 24% (Ivanauskas *et al.* 2003) a un 45% (Barlow 2003) para la Amazonia Brasileña, y de un 60% para bosques húmedos en Bolivia (Pinard *et al.* 1999). En el presente estudio no hubo diferencias significativas en la mortalidad entre las distintas clases de tamaño, mientras que en los estudios mencionados arriba reportaron tasas de mortalidad más altas para clases diamétricas pequeñas. La alta tasa de mortalidad de los árboles en Los Chimalapas puede explicarse por un incremento en la mortalidad durante los cuatro años después de los incendios por las heridas que dejó el fuego en los árboles (Zimmerman *et al.* 1994, Barlow 2003) o bien porque los sitios incendiados se han vuelto más secos (Condit *et al.* 1995). Además, la alta mortalidad puede estar relacionada a una mayor intensidad de los incendios en los bosques mesófilos, debido a que los procesos de descomposición son más lentos, lo que genera una capa gruesa de materia orgánica en el suelo (Bruijnzeel y Proctor 1995) que permite que los incendios superficiales y subterráneos tengan una mayor duración y severidad (Neary *et al.* 1999). En contraste, los bosques tropicales de las tierras bajas tienen ciclos de descomposición rápidos y la materia orgánica en el suelo y sobre el piso es relativamente menor (Vitousek y Sanford 1986) por lo que los incendios son principalmente superficiales en estos tipos de bosques (Laurance 2003).

El sustrato geológico también determina condiciones microclimáticas que favorecen la ignición, la ampliación del fuego y generan impactos más severos sobre los ecosistemas. Los bosques que se desarrollan sobre áreas con relieve kárstico tienen un drenaje rápido que promueve que las épocas de sequía sean más largas y severas que las que se desarrollan sobre rocas metamórficas (Crowther 1986, Kelly *et al.* 1988). Estas condiciones son favorables para la ocurrencia de incendios de mayor intensidad y extensión. En el presente estudio, los bosques mesófilos de productividad media y baja, desarrollados sobre un paisaje con relieve kárstico, tuvieron niveles de destrucción más altos que los detectados para bosques sobre roca metamórfica. El caso más extremo se observó en los bosques de productividad baja (bosques mesófilos enanos) que se desarrollaban sobre las áreas de calizas más expuestas al viento donde los incendios fueron de copa y subterráneos, y la destrucción de la biomasa original fue total.

La evaluación del impacto de los incendios sobre la riqueza de especies muestra que la reducción en el estrato arbóreo fue mayor (una pérdida de entre 71% y 81% de especies originales) que el impacto sobre el estrato arbustivo, con una pérdida de tan sólo un 11.4% de la riqueza original; e incluso con una ganancia de especies (6%) en las parcelas quemadas sobre sustrato metamórfico. Estas cifras coinciden con los datos de otros trabajos que indican que tanto la riqueza específica como la cobertura son atributos que se recuperan relativamente rápido después de incendios o destrucciones naturales de la vegetación original (Jardel 1991), y ocurre una recuperación más rápida de la riqueza en individuos de tallas pequeñas (Guariguata y Ostertag 2002). Sin embargo, también se ha registrado que este incremento puede ser temporal ya que la riqueza puede aumentar en los estados iniciales de la sucesión pero finalmente decae por debajo de los valores originales (Lawrence y Boneta 1995).

La composición florística es uno de los atributos de las comunidades vegetales que tarda más en recuperarse después de grandes perturbaciones (Aide y Cavalier 1994, Zou *et al.* 1995, Guariguata y Ostertag 2002). En Los Chimalapas, los porcentajes de sobrevivencia de las especies arbóreas y arbustivas en estos bosques mesófilos fueron bajos (de entre el 20% y 39.5%). Dentro de los árboles registrados como sobrevivientes están varias especies de lauráceas pertenecientes a los géne-

ros *Persea*, *Cinnamomum* y *Ocotea*, así como especies de los géneros *Gordonia* (Theaceae), *Clethra* (Clethraceae), encinos (*Quercus*) y liqui-dámbares (*Liquidambar*). El mecanismo de sobrevivencia de varios de ellos fue a partir de la formación de rebrotes de los troncos o las raíces, lo cual ha sido registrado como un mecanismo importante para la recuperación en otros bosques húmedos quemados (Kammesheidt 1999, Guarigata y Ostertag 2002). Otro componente que permanece de la vegetación original son las epífitas que cayeron de los árboles muertos y que han sobrevivido por un lapso ya de cuatro años en las áreas quemadas, y que posiblemente tengan la capacidad de establecerse como plantas terrestres (Lawton y Putz 1988). Este conjunto de especies originales del bosque que sobreviven a los incendios (especies heredadas) juega un papel importante para la recuperación de la composición florística original, ya que sirve como fuente de propágulos para el reclutamiento de individuos, lo cual es especialmente importante después de disturbios severos y extensos (Moral y Wood 1988, Turner *et al.* 1998) como que la lluvia de semillas de comunidades vegetales vecinas decrece marcadamente con la distancia (Cubiña *et al.* 2001, Guariguata y Ostertag 2002).

El proceso de la sucesión vegetal después de los incendios está fuertemente relacionado con la severidad del fuego (Moral y Wood 1988, Jardel 1991). Los sitios de productividad baja (bosques enanos) que sufrieron la mayor severidad, presentaron la recuperación más lenta, la cual coincide con los patrones de recuperación descritos para áreas dañadas a partir de erupciones volcánicas (Moral y Wood 1988). En los otros bosques de productividad media y alta la recuperación fue, principalmente, por medio de una flora oportunista diversa (especialmente con especies heliófilas) típica de la sucesión secundaria que se desarrolla en espacios abiertos y grandes después de incendios en bosques tropicales húmedos (Jardel 1991, Guariguata y Ostertag 2002) o bien en pastizales abandonados que fueron creados a partir de la tala y conversión del bosque mesófilo (Oosterhoorn y Kappelle 2000). Sin embargo, la riqueza de especies fue más alta sobre roca metamórfica (79.8%) que sobre roca sedimentaria (57.4%). Es probable que la presencia de un suelo mejor desarrollado en las áreas sobre roca metamórfica favorezca la colonización de más especies (Sosa *et al.* 1987); asimismo los incendios en estas áreas fueron menos severos y exten-

sos, lo que permitió que el banco de semillas se conservara. A diferencia de otros sitios en donde los procesos de sucesión secundaria del bosque mesófilo se relacionan con el desarrollo de pinares en las primeras etapas sucesionales (Jardel 1991), en ninguno de los sitios hasta ahora estudiados en los Chimalapas se ha encontrado el establecimiento de pinos después de incendios en bosque mesófilo, probablemente porque los pinares naturales están lo suficientemente alejados para no proporcionar propágulos.

La presencia y abundancia de *Pteridium arachnoideum* en diversos sitios quemados se debe a su carácter de maleza, con un rápido crecimiento vegetativo y la producción de sustancias alelopáticas que le permiten tener una habilidad competitiva superior sobre otras plantas (Alonso-Amelot y Baechler 1996). Estos tapetes monoespecíficos reducen la entrada de luz y la cantidad de nutrientes en el suelo, por lo que impiden el establecimiento de otras especies colonizadoras y retrasan la recuperación de la estructura y composición de los bosques originales (Aide y Cavelier 1994, Lawrence y Boneta 1995, Walker *et al.* 1996).

Conclusiones

Los resultados iniciales obtenidos de este estudio permiten hacer una evaluación de las consecuencias ecológicas de incendios severos sobre los bosques mesófilos de montaña. Los resultados indican que tanto la afectación de los incendios sobre la mortalidad y el área basal de los árboles, como la composición y riqueza específica de la vegetación y los procesos de recuperación, ha sido muy variable, lo que parece estar relacionado con la complejidad geológica, biológica y ambiental que caracteriza los sistemas montañosos del trópico. Para que el proceso de recuperación continúe, es fundamental prevenir la ocurrencia de nuevos y sobre todo extensos incendios en esta región. Una vez que un bosque tropical húmedo se quema, se vuelve más vulnerable a nuevos incendios, que a su vez se convierten en una amenaza para la recuperación de los bosques a largo plazo (Uhl y Kauffman 1990, Jardel 1991, Aide *et al.* 1994). Además, es más difícil controlar incendios en áreas que previamente han sido quemadas ya que usualmente existe una mayor cantidad de combustible y de condiciones microclimáticas que

favorecen el fuego (Cochrane *et al.* 1999, Nepstad *et al.* 1999). La prevención de incendios a través del uso apropiado y responsable del fuego, la promoción de prácticas agrícolas alternativas que no dependen del fuego, así como la formación de brigadas comunitarias que estén bien capacitadas y organizadas (Anta y Plancarte 2001), son iniciativas importantes para evitar los incendios en la región. Asimismo, la integración y adaptación de los conocimientos locales que existen al interior de los pueblos sobre el manejo del bosque, combinados con los que se desarrollan desde la academia, puede ser la manera de afrontar acciones que permitan un manejo sostenible de los recursos naturales (Becker 2003, du Toit *et al.* 2004).

El conocimiento de los procesos de recuperación de los bosques mesófilos incendiados es importante para desarrollar estrategias efectivas para la conservación y el manejo de las áreas quemadas y sus alrededores. Aunque existe información de que las actividades de restauración en los bosques mesófilos ayudan en su recuperación (Cohen *et al.* 1995, Aide *et al.* 2000, Holl *et al.* 2000), las técnicas todavía están en un estado experimental y urge incrementar el conocimiento de la ecología de los bosques mesófilos y su interacción con el fuego. Por el momento, la estrategia más importante para asegurar la recuperación y perdurabilidad de los bosques mesófilos de montaña en Los Chimalapas es la prevención de nuevos incendios, así como evitar su paulatina destrucción por un mal manejo de los recursos de que provee este ecosistema. La participación e incorporación de los pobladores en estas acciones es de vital importancia para obtener logros sobre la conservación y perdurabilidad de los bosques.

Agradecimientos

Agradecemos a los M. en C. Noé Velásquez y Rafael Soriano por la aportación académica al equipo de trabajo y parte de la obtención de los datos de campo. A las autoridades municipales y de bienes comunales de San Miguel Chimalapa: Fausto Jiménez, Antonio Cruz, Artemio Aguilar, Rómulo Gutiérrez, Bulmaro Solano y Rufino Sánchez, por su apoyo e interés en que se realizara este proyecto. A los equipos comunitarios de Benito Juárez y San Antonio: Simei Solano, Pedro

López, Venino Sánchez, Carmelo Cruz, Pablo Gutiérrez, Rodolfo López, Ramiro Pérez, Gustavo Martínez, Amadeo Pérez, Hermenegildo Pérez y Delfino Pérez, su ayuda en el trabajo de campo fue fundamental. Al Dr. Salvador Lozano y a Javier Castañeda por su apoyo logístico. A PROCYMAF-SEMARNAT, Oaxaca y a la Universidad Estatal de Iowa por el financiamiento otorgado durante los años 2001 y 2002. A Kristiina Vogt, Daniel Vogt y Ana López-Gómez por sus comentarios a las versiones preliminares de este escrito; a Karina Fabián por el procesamiento de los datos y a Roberto Monroy por su ayuda en la elaboración del mapa.

Referencias

- Aide M.T., Zimmerman J.K., Pascarella J.B., Rivera L. y Marcano-Vega H. (2000). Forest regeneration in a chronosequence of tropical abandoned pastures: implications for restoration ecology. *Restor. Ecol.* 8(4), 328-338.
- Aide T.M. y Cavelier J. (1994). Barriers to tropical lowland forest restoration-Columbia. *Restor. Ecol.* 2, 219-229.
- Alonso-Amelot M.E. y Baechler S.R. (1996). Comparative spatial distribution, size, biomass and growth rate of two varieties of bracken fern (*Pteridium aquilinum* L. Kuhn.) in a neotropical montane habitat. *Vegetatio.* 125, 137-147.
- Anta S.F. y Plancarte A.B. (2001). Los Incendios Forestales. En: *Chimalapas: La última oportunidad*. World Wildlife Fund Programa México y Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca. Taller El Castor: Oaxaca, México., pp. 121-138.
- Barlow J., Pérez C.A., Lagan B.O. y Hugaasen T. (2003). Large tree mortality and the decline of forest biomass following Amazonian wildfires. *Ecology Letters.* 6, 6-8.
- Becker C.D. (2003). Grassroots to grassroots: Why forest preservation was rapid at Loma Alta, Ecuador. *World Development.* 31(1), 163-176.
- Bruijnzeel L.A. y Proctor J. (1995). Hydrology and biogeochemistry of tropical montane cloud forests: what do we really know? in: *Tropical Montane Cloud Forests*. (L. S. Hamilton, J. O. Juvik y F. N. Scatena, Eds.) New York, pp. 38-78.
- Challenger A. (1998). *Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México: pasado, presente y futuro*. Mexico, Agrupación Sierra Madre, S.C. 847 p.

- Cochrane M.A., Alencar A., Schulze M.D., Souza C.M. Jr., Nepstad D.C., Lefebvre P. y Davidson E.A. (1999). Positive feedbacks in the fire dynamics of closed canopy tropical forest. *Science*. 284, 1832-1835.
- Cochrane M.A. (2001). Synergistic interactions between habitat fragmentation and fire in evergreen tropical forests. *Conserv. Biol.* 15(6), 1515-1521.
- Cohen A.L., Singhakumara B.M.P. y Ashton P. M. S. (1995). Releasing rainforest succession: a case study in *Dicranopteris linearis* fernlands of Sri Lanka. *Restor. Ecol.* 3(4), 261-270.
- Condit R.S., Hubbell P. y Foster R.B. (1995). Mortality rates of 205 neotropical tree and shrub species and the impact of a severe drought. *Ecol. Monogr.* 65, 419-439.
- Crowther J. (1986). Karst environments and ecosystems in Peninsular Malaysia. *Malayan Nature Journal*, 39, 231-257.
- Cubiña A. y Aide T.M. (2001). The effect of distance from forest edge on seed rain and soil seed bank in a tropical pasture. *Biotropica*. 33(2), 260-267.
- du Toit J.T., Walker B.H. Campbell B.M. (2004). Conserving tropical nature: current challenges for ecologists. *Trends Ecol. Evol.* 19(1), 12-17.
- Guariguata R.M. y Ostertag R. (2002). Sucesión secundaria. En: *Ecología y conservación de bosques neotropicales* (R.M. Guariguata y G.H. Catan, Eds.). Libro Universitario Regional (UELAC-GTZ), Costa Rica. pp. 591-694.
- Gentry A.H. (1982). Neotropical floristic diversity: Phytogeographical connections between Central and South America, Pleistocene climatic fluctuations or an accident of the Andean orogeny?. *Annals of the Missouri Botanical Garden*. 69(3), 557-593.
- Holl K.D., Loik M.E., Lin E.H.V. y Samuels I.A. (2000). Tropical montane forest restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment. *Restor. Ecol.* 8(4), 339-349.
- IUCN. (1997). *Centres of plant diversity*. Volume 3. The Americas. IUCN, WWF, UN, ODA. Parchment Press, Oxford. 562 p.
- Ivanauskas N.M., Monteiro R. y Rodríguez R.R. (2003). Alterations following a fire in a forest community of Alto Rio Xingu. *For. Ecol. Manag.* 184, 239-250.
- Jardel J.E. (1991). Perturbaciones naturales y antropogénicas y su influencia en la dinámica sucesional de los bosques de Las Joyas, Sierra de Manantlán, Jalisco. *Tiempos de Ciencia*. 22, 9-26.
- Kammesheidt, L. (1999). Forest recovery by root suckers and above-ground sprouts after slash-and-burn agriculture, fire and logging in Paraguay and Venezuela. *J. Trop. Ecol.* 15, 143-157.

- Kelly D.L., Tanner E.V.J., Kapos V., Dickinson T.A., Goodfriend G.A. y Fairbairn P. (1988). Jamaican limestone forests: floristics, structure and environment of three examples along a rainfall gradient. *J. Trop. Ecol.* 4, 121-156.
- Laurance W.F. (2003). Show burn: the insidious effects of surface fires on tropical forests. *Trends Ecol. Evol.* 18(5), 209-212.
- Lawrence R.W. y Boneta W. (1995). Plant and soil responses to fire on fern-covered landslide in Puerto Rico. *J. Trop. Ecol.* 11, 473-479.
- Lawton R.O. y Putz F.E. (1988). Natural disturbance and gap-phase regeneration in a wind-exposed tropical cloud forest. *Ecology.* 69(3), 764-777.
- Malmer, A., Y. Wård, H. Asbjornsen (en prensa). Fire in tropical montane cloud forests in the Chimalapas area of Oaxaca, Southern Mexico. In: *Mountains in the Mist: Science for Conserving and Managing Tropical Montane Cloud Forests*; 2nd International Symposium on Tropical Montane Cloud Forests. Waimea, Hawaii. Julio 28 – agosto 2, 2004.
- Meggers B.J. (1994). Archaeological evidence for the impact of mega-Niño events on Amazonia during the past two millennia. *Climate Change.* 28(4), 321-338.
- Moral del R. y Wood D.M. (1988). Dynamics of herbaceous vegetation recovery on Mount St. Helens, Washington, USA, after volcanic eruption. *Vegetatio.* 74, 11-27.
- Neary D.G., Klopatek C.C., DeBano L.F. y Ffolliott P.F. (1999). Fire effects on belowground sustainability: a review and synthesis. *For. Ecol. Manage.* 122, 51-71.
- Nepstad D.C., Verissimo A., Alncar A., Nobre C., Lima E, Lefebvre P, Schlesinger P, Potter C., Moutinho P, Mendoza E., Cochrane M. y Broods V. (1999). Large-scale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire. *Nature.* 398, 505-508.
- Oosterhoorn M. y Kappelle M. (2000). Vegetation structure and composition along an interior-edge-exterior gradient in a Costa Rican montane cloud forest. *For. Ecol. Manage.* 126, 291-307.
- Paine R.T., Tegner M.J. y Johnson E.A. (1998). Compounded perturbations yield ecological surprises. *Ecosystems.* 1, 535-545.
- Pinard M.A., Putz F.E. y Licona J.C. (1999). Tree mortality and vine proliferation following a wildfire in a subhumid tropical forest in eastern Bolivia. *For. Ecol. Manage.* 116, 247-252.
- Ramírez-Marcial N., González-Espinosa M. and Williams-Linera G. (2001). Anthropogenic disturbance and tree diversity in montane rain forests in Chiapas, Mexico. *For. Ecol. Manage.* 154, 311-326.

- Rzedowski J. (1992). Diversidad y orígenes de la flora fanerogámica de México. *Ciencias*, 6, 47-56.
- Rzedowski J. (1996). Análisis preliminar de la flora vascular de los bosques mesófilos de montaña de México. *Acta Bot. Mex.* 35, 25-44.
- Salas-Morales S.H., Schibli L. y Torres-Bahena E. (2001). La Importancia Ecológica y Biológica. En: *Chimalapas: La Última Oportunidad*. World Wildlife Fund Programa México y la Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca. Taller El Castor: Oaxaca, Oax., pp. 27-47.
- Sandford R.L., Saldarriaga J. Jr., Clark K.E., Uhl C. y Herrera R. (1985). Amazon rain-forest fires. *Science* 227, 52-55.
- Scheffer M.S., Carpenter S., Poley J.A., Folke C. y Walker B. (2001). Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature*. 413, 591-596.
- Siegert F., Ruecker G., Hinrichs A. y Hoffmann A.A. (2001) Increased damage from fires in logged forests during droughts caused by El Niño. *Nature*. 414, 437-440.
- Sosa J. V. y Puig H. (1987) Regeneración del estrato arbóreo en el bosque mesófilo de montaña. En: *El bosque mesófilo de montaña de Tamaulipas* (H. Puig y R. Bracho, Eds). Instituto de Ecología, México, D.F. pp.107-131.
- Turner G.M, Baker W.E., Peterson C.J. y Peet R.K. (1998). Factors influencing succession: lessons from large, infrequent natural disturbances. *Ecosystems* 1, 511-523.
- Uhl C. y Kauffman J.B. (1990). Deforestation, fire susceptibility, and potential tree responses to fire in the eastern Amazon. *Ecology* 71, 437-449.
- Vitousek P. y Sanford J.R. (1986) Nutrient cycling in moist tropical forest. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 17, 137-167.
- Walker L.R, Zarin D.J., Fetcher N., Myster R.W. y Johnson A.H. (1996). Ecosystem development and plant succession on landslides in the Caribbean. *Biotropica*. 28(4a), 566-576.
- Walsh R.P.D. (1996). Drought frequency changes in Sabah and adjacent parts of northern Borneo since the late nineteenth century and possible implications for tropical rain forest dynamics. *J. Trop. Ecol.* 12, 385-407.
- Wendt T. (1993). Composition, floristic affinities, and origins of the canopy tree flora of the Mexican Atlantic Slope rain forests. En: *Biological diversity of Mexico: origins and distribution* (T.P. Ramamoorthy, R. Bye, A. Lot, and J. Fae, Eds.). Oxford University Press: New York. pp. 595-680.
- Zimmerman J.K., Everham E. M. III, Waide R.B., Lodge D.J., Taylor C.M. y Brokaw N.V.L. (1994). Responses of tree species to hurricane winds in subtropical wet forest in Puerto Rico: implications for tropical tree life histories. *J. Ecol.* 82, 911-922.

Zou X., Zucca C.P, Waide R.B. y McDowell W. (1995). Long-term influence of deforestation on tree species composition and litter dynamics of a tropical rain forest in Puerto Rico. *For. Ecol. Manage.* 78, 147-157.

