

ARTÍCULO DE INVESTIGACIÓN

# Reconstrucción del historial de incendios y estructura forestal en bosques mixtos de pino-encino en la Sierra Madre Oriental

## Reconstruction of fire history and forest structure in mixed pine-oak forest in the Sierra Madre Oriental

Marco Aurelio González Tagle<sup>1</sup>, Luitgard Schwendenmann<sup>2</sup>,  
Javier Jiménez Pérez<sup>3</sup> y Wibke Himmelsbach<sup>4</sup>

### RESUMEN

Los incendios forestales en México han tenido gran relevancia después de la temporada de incendios en 1998 debido a su contribución directa a la deforestación, el cambio en la estructura y composición del bosque. Además recientemente se considera su participación directa en el incremento de bióxido de carbono en la atmósfera. Sin embargo, es muy escaso el conocimiento que se posee acerca de los efectos de los incendios sobre la estructura, composición y dinámica de los bosques de la Sierra Madre Oriental (SMO). En este trabajo, se presenta una cronosecuencia de incendios forestales (134 años) determinada a través del análisis de anillos de crecimiento en cohortes post-incendio con diferentes edades. Los objetivos del estudio fueron: (1) establecer y determinar el rango histórico de la ocurrencia de incendios forestales, (2) evaluar parámetros dendrométricos para conocer la estructura presente y así establecer sitios de referencia para programas de restauración ecológica y (3) incrementar nuestro conocimiento en los procesos de disturbio en los bosques mixtos de pino-encino en la SMO. El estudio revela que existieron diferencias significativas entre las cohortes post incendios en términos de riqueza de especies, composición y estructura del rodal. La estructura forestal fue menos diversa en rodales jóvenes comparados con los intermedios, maduros y sobremaduros. Una alta diversidad de especies arbóreas fue generalmente encontrada en rodales jóvenes, mientras que en los rodales intermedios y maduros mostraron la diversidad más baja.

### PALABRAS CLAVE:

Análisis dendrocronológico, cronología de incendios, estructura forestal, incendios forestales, restauración, Sierra Madre Oriental.

### ABSTRACT

Forest fires have had a remarkable relevance since the extraordinary fire season in 1998, due to their direct contribution to deforestation, changes in forest structure, species composition, and recently to their impact on the increment of carbon dioxide in the atmosphere. Nevertheless, there is a lack of detailed information about fire impact on forest structure, species composition, and forest dynamics in the Sierra Madre Oriental (SMO). In order to explain possible changes in those factors, this study has examined a chronosequence (134 years), which was determined by analysing tree ring samples in post-fire cohorts of different ages. The objectives of this study were to: (1) determine forest fire historical range of occurrence, (2) quantify present forest structure and tree species composition along a fire chronosequence in order to determinate reference areas to assist restoration programs,

- 1 Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León. Apartado Postal 1, 67700, Linares, Nuevo León, México, marcgonza@fcf.uanl.mx
- 2 Institute of Silviculture Dept. of Tropical Silviculture Büsgenweg 1 D-37077 Göttingen, Germany, lschwen@gwdg.de
- 3 Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León. jjimenez@fcf.uanl.mx
- 4 Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León. whimmels@fcf.uanl.mx

and (3) increase the understanding of disturbance patterns in mixed pine-oak forest in this region. The study revealed significant differences between post-fire cohorts in terms of woody species richness, stand composition, and structure. High tree diversity was generally found in young stands, while the intermediate and major ones showed the lowest diversity. In old stands, tree diversity was increased again.

**KEY WORDS:**

Dendrochronological analysis, master fire chronology, forest structure, forest fire, restoration, Sierra Madre Oriental.

### INTRODUCCIÓN

El fuego al igual que otros disturbios (e. g. viento, agua) es un factor que se encuentra presente de manera natural en muchos ecosistemas y paisajes a lo largo del mundo (Whelan, 1995). Sin embargo, su aparición y empleo dentro de los ecosistemas forestales es vista de manera controversial en áreas de manejo y conservación biológica (Pyne *et al.*, 1996). Esto ha llevado a que se realicen investigaciones científicas en ecología de fuegos en algunos países, especialmente en los Estados Unidos, Canadá y Australia. Estos países han desarrollado estrategias para manejar y suprimir incendios forestales, pero también han aprendido a aceptar e integrar la ocurrencia de estos eventos naturales en programas de restauración, conservación y manejo (Wouters, 1993; Bergeron *et al.*, 2003; Stephens y Ruth, 2005).

Para el caso de México los incendios forestales son un fenómeno ampliamente distribuido en los ecosistemas, principalmente en áreas naturales protegidas, tales como parques nacionales, reservas de la biosfera entre otros (Jardel *et al.*, 2003; Rodríguez y Fulé, 2003). De acuerdo con las estadísticas oficiales en el año de 1998 cerca de 9000 incendios devastaron aproximadamente 220 000 ha de bosques. Para el año 2003 se consumieron cerca de 100 000 ha de áreas

boscosas y hacia el mes de octubre de 2006 se han registrado 8 657 incendios forestales afectando una superficie de alrededor de 240 000 ha (CONAFOR, 2006).

En la Sierra Madre Oriental (SMO), especialmente en los ecosistemas de bosques mixtos de pino-encino los incendios forestales tienen diversos efectos sobre la vegetación como consecuencia de la gran complejidad que presentan las comunidades vegetales y de la interferencia ejercida por las acciones antropogénicas como son las actividades agrícolas, silvícolas y de pastoreo (CONAFOR, 2006). Aunque también debido a las diferentes respuestas de la vegetación al tipo de intensidad de cada fuego, la estación del año en la que tuvo lugar y la frecuencia del evento (Agee, 1993; Whelan, 1995).

Al conjunto de estos elementos descritos anteriormente y sus combinaciones se conoce como el régimen de incendios de un determinado lugar (Agee, 1993; Whelan, 1995). En este sentido el uso del conocimiento histórico provee a largo plazo perspectivas para entender patrones y procesos ecológicos dentro de las comunidades vegetales. El empleo de este tipo de información se ha incrementado entre los científicos y manejadores de recursos para determinar el rango histórico y variabilidad de los procesos ecológicos para su evaluación y la toma de decisiones dentro de programas de restauración ecológica (Kaufmann *et al.*, 1994; Landres *et al.*, 1999; González, 2005b).

Actualmente, diferentes técnicas son empleadas para identificar, datar y describir la incidencia histórica del fuego en una región determinada (Agee, 1993; González, 2005b) y para una gran cantidad de ecosistemas en diferentes regiones del mundo (Swetnam *et al.*, 2001; Johnson, 1992). Estas técnicas son

muy variadas e incluyen diversos elementos del paisaje como son: (1) técnicas dendrocronológicas que incluyen el muestreo de cicatrices en los fustes de los árboles quemados y de manera particular en sus anillos de crecimiento (e.g. Dieterich y Swetnam, 1984; Fulé y Covington 1994; González, 2005a; Stephens *et al.*, 2003); (2) muestreo de sedimentos de polen y fragmentos de carbón en lagos y pantanos (e.g. Cope y Chaloner, 1985); y (3) empleando documentación oral y escrita (e.g. Lorimer, 1980). Sin embargo, estas técnicas aún no han sido empleadas en la SMO para determinar un régimen histórico del fuego y su impacto en ecosistemas forestales (González, 2005a; Rodríguez y Fulé, 2003).

El presente estudio tiene como objetivo el determinar el historial de incendios en una fracción de la SMO para: (1) establecer y determinar el rango histórico de la ocurrencia de incendios forestales, (2)

evaluar parámetros dendrométricos para conocer la estructura presente y así establecer sitios de referencia para programas de restauración ecológica y (3) incrementar nuestro conocimiento en los procesos de disturbio en los bosques mixtos de pino-encino en la SMO.

## METODOLOGÍA

### Área de estudio

En el presente trabajo se hace referencia al Parque Ecológico Chipinque (PECH), el cual es una fracción del Parque Nacional Cumbres de Monterrey localizado dentro en la SMO (Fig. 1). El PECH tiene una superficie de 1624 ha ( $25^{\circ}34' - 25^{\circ}38' N$ ,  $100^{\circ}18' - 100^{\circ}24' W$ ) y presenta una topografía abrupta con una altitud que varía entre 650 y 1800 msnm. Los tipos de vegetación presentes son matorral submontano, bosque de encino y bosque de pino-encino (Rzedowski, 1978).

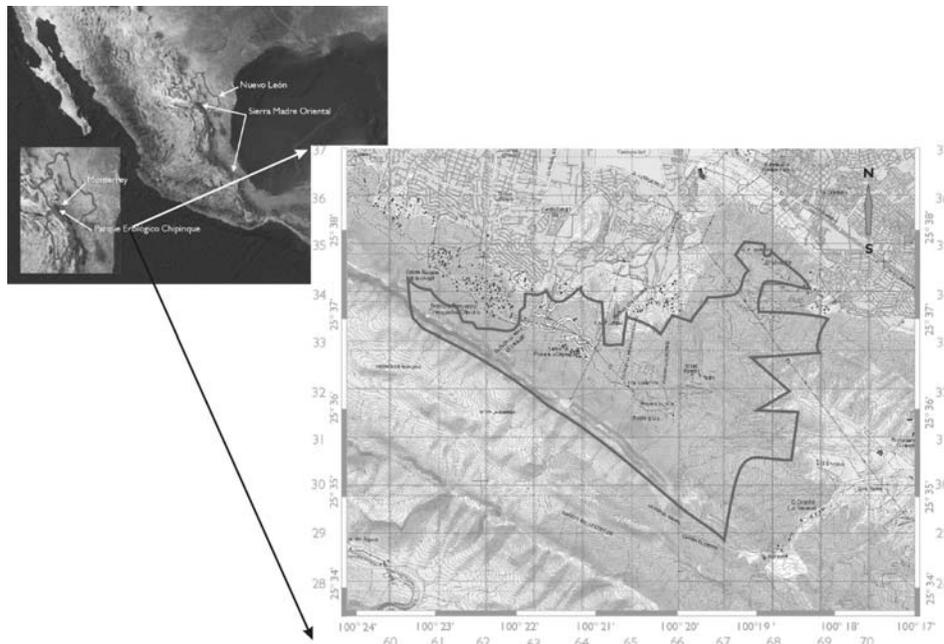


Figura 1. Localización del área de estudio (PECH).

### Colecta de datos y análisis

La revisión intensiva de literatura especializada no aporta mayores antecedentes respecto a la ocurrencia y efectos del fuego al interior del PECH. De esta manera se realizaron recorridos en campo para detectar evidencia visible acumulada por el fuego de acuerdo con las técnicas descritas por Agee (1993, Fig. 2) en árboles vivos y tocones para las especies representativas en el PECH (*Pinus teocote*, *Pinus pseudostrobus* y *Quercus spp.*). De esta manera, la combinación de las cicatrices en los árboles sobrevivientes, junto con el recuento de los anillos de crecimiento, los cuales cubren parcialmente la herida permite datar incendios con una resolución anual (Agee, 1993; Dieterich y Swetnam, 1984).

Producto de ello, se lograron establecer cinco rodales (cohortes) post-incendio (Tabla 1) basados en la estructura de edades del renuevo forestal (Johnson, 1992).

El muestreo se llevó a cabo dentro de las cohortes identificadas en el PECH, empleando una red de puntos establecidos sistemáticamente para determinar simultáneamente el historial de incendios y la estructura presente del bosque. El espaciamiento de la red de puntos fue de 300m x 300m en cohortes de gran extensión y de 100m x 100m en aquellas de menor extensión (Fulé y Covington, 1996).

Un total de 23 puntos de muestreo se establecieron en las cinco cohortes post incendio identificadas (Tabla 1). Posteriormente, a lo largo de los transectos determinados por la red de puntos y dentro de un radio de 15 m se marcaron todos los árboles que presentaron alguna evidencia de incendios para proceder con la extracción de virutas con el taladro de Pressler (Fig. 3).

Para establecer un historial de incendios lo más preciso posible, se obtuvieron en cada cohorte post incendio

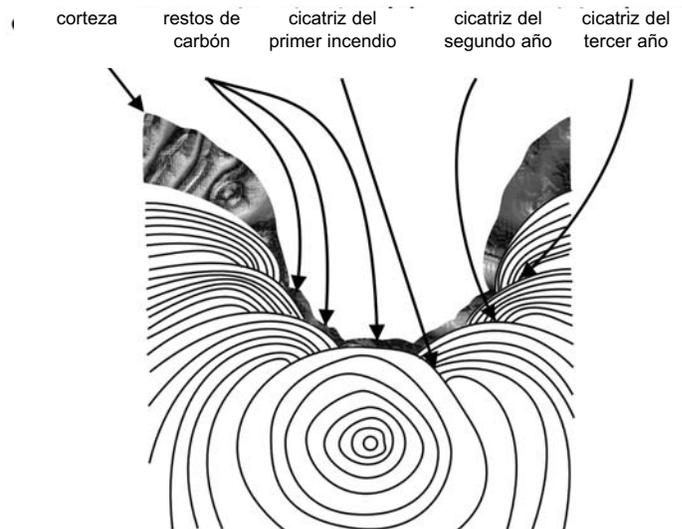


Figura 2. Ejemplo de la evidencia dejada por incendios forestales en el fuste de coníferas (Modificado de Morrison y Swanson, 1990)

Tabla 1. Características de los cohortes distribuidos en el PECH.

Cohortes	Unidades de muestreo	Año incendio	tsf*	Pendiente (°)	Elevación (m)	Virutas extraídas
PECH98	5	1998	4	23-36	1220	0
PECH84	5	1984	18	30-36	1300	11
PECH72	6	1972	30	22-23	1380	15
PECH40	4	1940	62	27	1300	8
PECH868	3	1868	134	28	1195	30

\*tsf= tiempo sin la ocurrencia de incendio

virutas de árboles en pie con al menos una marca visible en el fuste provocada por la presencia de fuego (Arno y Sneek, 1977). Cada viruta fue procesada de acuerdo al método estándar de pulido para así incrementar la visibilidad de los anillos bajo el microscopio (Agee, 1993; Arno y Sneek, 1977). Las cicatrices (*fire scars*) fueron identificadas de acuerdo a las anomalías características en los anillos de crecimiento (Dieterich y Swetnam, 1984). El año preciso de cada incendio fue determinado utilizando el

conteo de anillos con las virutas colectadas (Strokes y Smiley, 1997).

Para determinar la composición y estructura actual de los cohortes post-incendio, se establecieron parcelas temporales de 0,1 ha donde todas las especies leñosas con un diámetro  $\geq 5$  cm fueron registradas. El diámetro fue medido a la altura de pecho (dbh) y el coeficiente de variación de la variable diámetro fue empleada para medir la complejidad estructural de las cohortes junto con la

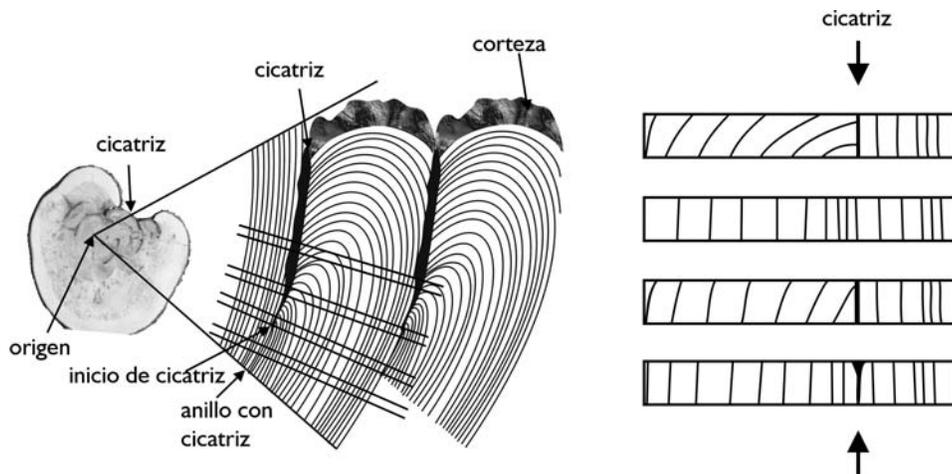


Figura 3. Formas de extracción de las virutas de árboles con anomalías (*fire scars*) en los anillos de crecimiento (Modificado de Agee, 1993)

riqueza de especies ( $S$ ), la cual está representada por el total de especies leñosas en cada parcela temporal de muestreo (Caroi *et al.*, 2004). El índice de importancia (IVI) (i.e. el papel estructural) de cada especie fue calculado usando la densidad relativa, abundancia relativa y la frecuencia relativa (Magurran, 2004). Estadísticas básicas fueron usadas para comparar los promedios y estimar la variabilidad (Fowler *et al.*, 1998). Todos los valores concernientes a la estructura del rodal están expresados en  $\pm$  S.D. Para determinar si existen diferencias significativas entre la riqueza de especies fue empleada la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis acompañada de la prueba de comparación de medias de Dunn (Fowler *et al.*, 1998).

## RESULTADOS

### Cohortes post incendio

Mediante el análisis de los anillos de crecimiento obtenidos de las virutas colectadas y la estructura de edades dentro de las unidades de muestreo, se determinó el año de ocurrencia de disturbio (fuego) y al mismo tiempo corroboró la fecha de origen de la cohorte. De esta manera se obtuvieron cinco cohortes post incendio las cuales en conjunto forman una cronosecuencia de 134 años

donde la existencia de incendios se ve reflejada en la estructura presente del bosque (Tabla 1). Aunque la intensidad entre los incendios forestales fue muy variable y no fue determinada en este trabajo, el fuego fue responsable de destruir la vegetación en la mayoría de las cohortes dentro del PECH. Dichos incendios fueron registrados y datados dentro del periodo que comprende entre los años de 1860-2002 en el área del PECH (Fig. 4).

Dentro de la cronología se observó que el primer evento se registró en el año de 1868, seguido por un amplio intervalo libre de incendios de 72 años. A partir del año 1940 se observan cuatro eventos donde el intervalo libre de incendios se reduce primeramente de 32 a 14 y 12 años, respectivamente (Fig. 4).

### Riqueza de especies forestales

A lo largo de los sitios, la diversidad de especies leñosas varió entre las cohortes de acuerdo al tiempo sin la ocurrencia de incendio. Para caracterizar los sitios a una escala más particular en cada cohorte se dividieron de acuerdo a su exposición, norte y sur. Los sitios con exposición norte mostraron la diversidad más alta de especies leñosas que aquellas localizadas en la

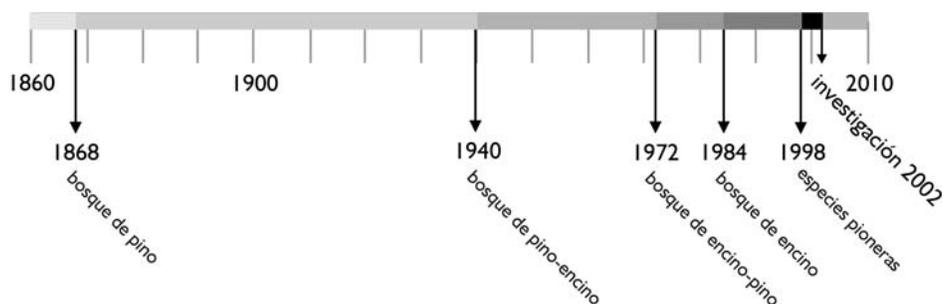


Figura 4. Cronología de incendios para el PECH la cual comprende el periodo de 1868-2002

exposición sur (Fig. 5). La mayor riqueza de especies en la exposición norte fue la que se presentó en la cohorte más vieja ( $10,7 \pm 0,6$  spp/1000 m<sup>2</sup>), mientras que la cohorte de 40 años mostró la riqueza de especies más baja ( $3,7 \pm 1,2$  spp/1000 m<sup>2</sup>). La prueba no-paramétrica de Kruskal-Wallis mostró diferencias significativas ( $P < 0,05$ ) entre la media de la riqueza de especies de los sitios con exposición norte. Los sitios de la cohorte PECH868 fueron significativamente diferentes de los sitios de la cohorte PECH40 ( $P < 0,05$ ) usando la prueba de Dunn. Entre los sitios con exposición sur, no se detectaron diferencias significativas al utilizar la prueba de Kruskal-Wallis.

### Estructura forestal

La densidad media de plantas leñosas (DAP  $\pm$  5 cm) en los rodales de exposición norte osciló desde  $3400 \pm 701$ /ha (PECH98) hasta  $1066 \pm 120$  (PECH868) individuos por

hectárea. Dentro de los rodales con exposición sur se registró una densidad menor que oscila entre  $1265 \pm 248$ /ha (PECH98) hasta  $850$ /ha (PECH40) (Tabla 2).

El diámetro promedio (dbh) de los sitios con exposición norte se incrementa a medida que se incrementa el tiempo sin la ocurrencia de incendios, oscilando desde  $3,1 \pm 1,3$  cm (PECH98) hasta  $22,7 \pm 10,6$  cm (PECH40). Sin embargo el diámetro promedio disminuye en los sitios maduros (PECH868). No obstante, los rodales maduros son más complejos que los rodales jóvenes e intermedios, debido a que el diámetro dentro del PECH868 presentó la mayor variabilidad, expresado por el coeficiente de variación (Tabla 2). Contrariamente en la exposición sur, los rodales jóvenes fueron estructuralmente más complejos que los rodales intermedios y maduros.

Estructuralmente, la especie más importante a lo largo de las cohortes fue

Tabla 2. Parámetros dendrométricos de los cohortes dentro del PECH. Se representan los valores medios  $\pm$  desviación estándar (SD).

Parámetros	Exposición	PECH98	PECH84	PECH72	PECH40	PECH868
Densidad (ha-1)	N	3400 $\pm$ 701	1620 $\pm$ 780	1175 $\pm$ 247	753 $\pm$ 169	1066 $\pm$ 120
	S	1265 $\pm$ 248	1125 $\pm$ 417	1417 $\pm$ 140	850	--
Diámetro (cm)	N	3,1 $\pm$ 1,3	7,7 $\pm$ 2,5	8,9 $\pm$ 3,7	22,7 $\pm$ 10,6	14,1 $\pm$ 9,8
	S	3,8 $\pm$ 2,4	7,0 $\pm$ 1,9	9,0 $\pm$ 3,2	22,0 $\pm$ 10,1	--
Altura (m)	N	2,1 $\pm$ 0,7	6,5 $\pm$ 1,6	7,0 $\pm$ 1,9	13,1 $\pm$ 5,5	8,1 $\pm$ 9,8
	S	2,7 $\pm$ 1,2	5,3 $\pm$ 1,3	6,7 $\pm$ 1,9	8,9 $\pm$ 3,6	--
Área basal (m <sup>2</sup> ha-1)	N	3,4 $\pm$ 0,6	8,3 $\pm$ 4,1	8,5 $\pm$ 0,7	37,3 $\pm$ 5,3	28,3 $\pm$ 2,9
	S	2,2 $\pm$ 0,3	4,7 $\pm$ 2,2	10,2 $\pm$ 4,2	38,9 $\pm$ 0,5	--
CV1	N	0,46	0,31	0,41	0,46	0,69
	S	0,63	0,24	0,36	0,45	--

1 CV= Coeficiente de variación (diámetro)

*Q. rysophylla*, la cual presentó el índice de importancia más alto. *P. teocote* fue dominante en los rodales maduros y codominante en los rodales jóvenes e intermedios. *P. pseudostrobus* apareció como dominante en los rodales sobremaduros (Tabla 3). La especie más importante en las primeras etapas fue *Q. rysophylla* y *Q. canbyi* ya que los rebrotes (dbh < 5cm) eran más frecuentes en los rodales jóvenes.

### DISCUSIÓN

El presente estudio reveló la estructura forestal encontrada en las cohortes post incendio en una fracción SMO. Existieron importantes diferencias entre los cohortes post incendio en términos de riqueza de especies, índice de importancia, coeficiente de variación y estructura.

### Régimen de incendios en el PECH

De acuerdo a los registros de las virutas provenientes de los árboles incendiados, la aparición del fuego ha sido parte integral de los bosques de pino-encino en la fracción de la SMO (PECH) durante los últimos 140 años. Con esto, los datos resultantes de la aplicación del método de la historia del fuego indican algunas relaciones coherentes entre los patrones espaciales y temporales de los incendios y la variabilidad climática. De esta manera, los registros en el marco cronológico (Fig. 4) mostraron la ausencia de incendios para el período comprendido entre 1860 y 1940. Sin embargo, este periodo libre de incendios coincidió con la información histórica documentada por Stephens *et al.* (2003), en la cual señalan que se presentó una disminución en la ocurrencia de incendios en el suroeste de

Tabla 3. Índice de Valor de Importancia (IVI) para las especies arbóreas.

Especies	PECH98		PECH84		PECH72		PECH40		PECH868
	NE	SE	N	S	N	S	NE	S	N
<i>Arbutus xalapensis</i>	5,2	8,7	3,8	3,1	4,0	2,9	--	--	3,3
<i>Ceanothus coeruleus</i>	6,1	4,4	--	--	--	--	--	--	--
<i>Cercis canadensis</i>	1,7	--	1,7	--	--	--	--	5,3	4,0
<i>Pinus pseudostrobus</i>	--	--	6,9	4,6	8,7	3,3	10,7	0,0	30,4
<i>Pinus teocote</i>	--	--	22,8	11,4	14,6	23,4	53,4	42,7	6,9
<i>Quercus canbyi</i>	15,4	21,3	6,0	40,8	6,3	18,4	14,2	23,9	18,7
<i>Quercus rysophylla</i>	47,2	35,8	39,9	18,5	39,9	33,2	18,7	8,7	19,9
<i>Quercus virginiana</i>	10,8	26,2	11,7	2,9	12,6	--	3,1	6,0	3,1
<i>Quercus laeta</i>	1,4	3,7	--	14,7	--	12,2	--	8,4	--
Otras especies	12,2	--	7,1	4,0	13,7	6,5	--	5,1	13,7
Total	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0

Otras especies= spp. 1, spp. 2, *Juglans mollis*, *Juniperus flaccida*, *Prosopis glandulosa*, *Quercus laceyi*, *Q. polymorpha*.-- No se registro

los Estados Unidos y el norte de México a inicios del presente siglo (1899/1900). Por otra parte Kitzberger *et al.* (2001), demostraron que el decremento en la ocurrencia de incendios forestales en esta época estuvo relacionado con cambios en la frecuencia y amplitud de El Niño-Oscilación del Sur (ENSO).

A partir del año 1940 los intervalos libres de fuego varían desde 32 hasta 12 años en las áreas del PECH. Tal reducción en los intervalos podría ser resultado de la relación causal entre el aumento en la frecuencia de incendios y la expansión de la infraestructura para la explotación de madera y la iniciación de campañas para detección, prevención y supresión de incendios forestales en México (Fulé y Covington, 1994).

Para los disturbios de 1984 y 1998, no se cuenta con información contun-

dente si fueron iniciados de manera natural o antropogénica. Sin embargo, estos incendios se encuentran asociados con los años de 1983 y 1998 fecha en las cuales se presentaron índices positivos del fenómeno de El Niño-Oscilación del Sur donde intensas sequías y temperaturas extremas afectaron el norte de México (Heyerdahl y Alvarado, 2003).

**Riqueza de especies leñosas**

Mientras que la riqueza de especies declina a medida que se incrementa el paso del tiempo en la cronología hasta llegar a escasa en los rodales maduros, en los rodales sobremaduros (PECH868) la riqueza de especies aumenta nuevamente (Fig. 5). El decremento en la riqueza de especies arbóreas pudo ser debido en primera instancia por la elimi-

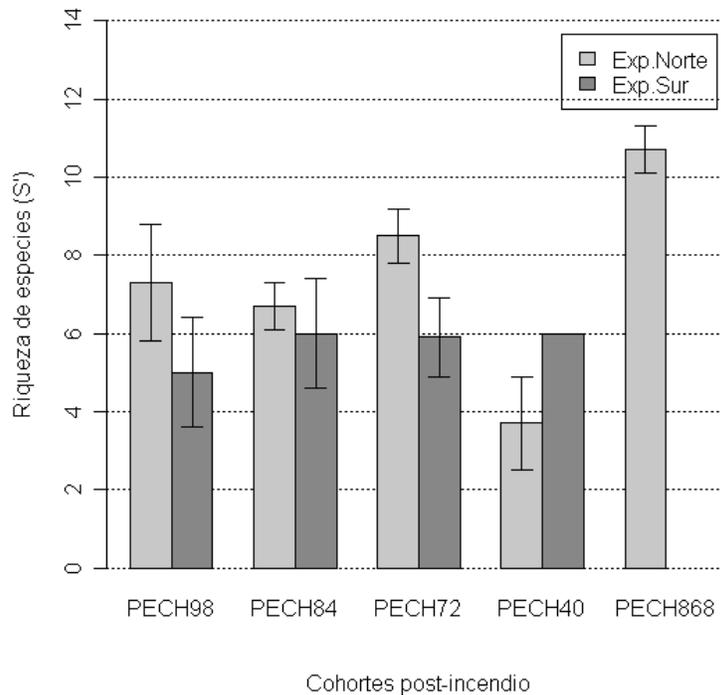


Figura 5. Riqueza de especies leñosas a lo largo de las diferentes cohortes post incendio. Las barras de error representan sd.

nación de algunas especies pioneras, las cuales fueron suprimidas por especies de rápido crecimiento y de aquellas especies que poseen la habilidad de rebrotar (Miller, 2000). De tal manera que a medida que se incrementó la edad del rodal, los niveles de luz fueron menores al interior del sotobosque debido probablemente por el cierre gradual del dosel como se ha presentado en otros estudios (e. g. Caroi *et al.*, 2004). Tal efecto también fue documentado por Gill *et al.* (1999) como una característica de bosques presentes en zonas áridas y semiáridas.

En general, los sitios con exposición norte presentaron una mayor densidad de árboles y arbustos, lo cual promueve una complejidad estructural más diversa, comparada con los sitios de exposición sur. Los resultados de la investigación también fueron consistentes con las observaciones en un estudio similar por Guo (2001) en el chaparral californiano, donde los sitios con exposición norte mostraron una diversidad más alta que en los de exposición sur.

La riqueza de especies es una medida de la diversidad, la cual es muy importante para la funcionalidad, estabilidad e integridad del ecosistema. Aparte de las razones ecológicas, mantener la diversidad en ecosistemas forestales posee un especial interés económico, científico y educacional (Magurran, 2004).

### Estructura forestal

Se encontró que a lo largo de la cronosecuencia la variable *tsf* tiene diferentes impactos en la estructura y composición de bosque, no obstante de las diferencias creadas por las condiciones geográficas como elevación, exposición y pendiente. El área basal total para cada cohorte se incrementó a medida que aumenta la

variable *tsf* (Tabla 2), como es de esperarse la dinámica de crecimiento de bosques secundarios (Barnes *et al.*, 1988).

La mayoría de los cambios en la vegetación arbórea a lo largo de la cronosecuencia fue causada por el incremento en el índice de valor de importancia de la especie *P. pseudostrobus*, *P. teocote* y *Q. canbyi* (Tabla 3) y el decremento significativo en las especies de *Q. rysophylla* y *Q. virginiana*. La tendencia para estas dos especies de encino fue un decremento a partir de la cohorte PECH72 aproximadamente 30 años después del disturbio (Tabla 3). Esta tendencia probablemente representa el período del cierre de copas, la disminución de la densidad e incrementos en área basal relativamente lentos, factores que afectan otras propiedades de los ecosistemas (Barnes *et al.*, 1988).

## CONCLUSIONES

Alrededor del mundo existen numerosas evidencias de que los incendios forestales desempeñan un papel importante y positivo en ciertos ecosistemas (Agee, 1993; Pyne *et al.*, 1996). Sin embargo, en México se relacionan con la pérdida de hábitat, diversidad y con la devastación de la belleza escénica. No obstante, el presente trabajo demuestra mediante la reconstrucción histórica de los incendios forestales combinada con la evaluación ecológica y silvícola de las áreas en consideración, que los incendios forestales no necesariamente afectan la biodiversidad sino que contribuyen a la misma y además promueven la heterogeneidad del ecosistema. De ahí, que la reconstrucción histórica de los incendios forestales adquiera una gran importancia, puesto que ayuda a la generación de conocimientos específicos sobre el disturbio y sus efectos ecológicos en las condiciones físico-geográficas, ecológicas y sociales de una región en particular.

Cambios en la estructura y biodiversidad fueron registrados en las diferentes etapas sucesionales del bosque. Por lo anterior, en el caso particular del presente estudio, los resultados refuerzan la idea de que los incendios forestales han sido parte importante e integral para mantener la diversidad estructural y de especies en los bosques de pino-encino de la región.

El monitoreo de las áreas incendiadas facilitaron suficiente información para integrar y establecer áreas o sitios referencia para futuros programas de restauración de ecosistemas. Sin embargo, la nueva política establecida para la supresión sistemática de incendios en México podría modificar e incluso aumentar el riesgo de que se presenten eventos más severos tanto en intensidad como en tiempo. De tal manera que se podría contar con un menor número de sitios de referencia y áreas para determinar la evidencia histórica de la ocurrencia natural de los incendios forestales.

Por último, la acción del fuego sobre el ambiente ha experimentado cambios drásticos en su concepción misma. Su papel ecológico en el mantenimiento y funcionamiento de ecosistemas ha sido de cierta manera ensombrecido por los grandes desastres. Pero la investigación ha revelado que para los ecosistemas donde naturalmente ocurren incendios forestales, el fuego desempeña un papel importante para mantener una diversidad estructural y en especies de los mismos ecosistemas. Un incendio forestal no es necesariamente un desastre, solamente se podría considerar como tal cuando se enfrenta con los intereses económicos y sociales del bosque. Es por eso que las organizaciones y agencias encargadas de los recursos naturales deben crear acciones encaminadas a promover políticas de educación y difusión a distintos niveles socioculturales, capacitar a la población rural sobre el uso responsable del fuego y sobre todo fomentar la investigación en materia de incendios forestales.

## AGRADECIMIENTOS

Agradecemos ampliamente al PECH por las facilidades prestadas para realizar esta investigación. Además al CONACYT por el apoyo financiero a través de la beca número 111680 y el proyecto PAICYT-UANL clave CN1304-06.

## REFERENCIAS

- Agee, J. 1993. Fire ecology of the Pacific Northwest Forest. Island Press, Washington. 493 p.
- Arno, S. F. y K. M. Sneek. 1977. A method for determining fire history in coniferous forests of the mountain west. USDA Forest Service Intermountain Forest and Range Experiment Station, GTR- INT-42.
- Barnes, B. V., D. Zack, S. Denton y S. Spur. 1988. Forest Ecology, 4a. e. Wiley, NuevaYork. 774 p.
- Bergeron, Y., S. Gauthier, T. Nguyen, A. Leduc, P. Drapeau y P. Grondin. 2003. Developing forest management strategies based on fire regimes in northwestern Quebec, Canada. Report of the Sustainable Forest Management Network.
- Caroi, M., M. Sheehy, P. Giller, C. Smith, M. Gormally y G. O'Donovan. 2004. Vegetation diversity and stand structure in streamside forests in the south of Ireland. For. Ecol. Manage. 202:39-57.
- CONAFOR. 2006. Reporte semanal de resultados de incendios forestales 2006. Datos Acumulados del 1 de enero al 12 de octubre de 2006.
- Cope, M.J. y W.G. Chaloner. 1985. Wild-fire: an interaction of biological and physical processes. In: B.H. Tiffney, ed. Geological Factors and the

- Evolution of Plants, Yale University Press, Connecticut. p 257-277
- Dieterich, J. H. y T. Swetnam. 1984. Dendrochronology of a fire-scarred ponderosa pine. *Forest Science* 30:238-247.
- Fulé, P. y W. Covington. 1994. Fire-regime disruption and pine-oak forest structure in the Sierra Madre Occidental, Durango, Mexico. *Restoration Ecology*. 2(4): 261-272.
- Fulé, P. y W. Covington. 1996. Changing fire regimes in Mexican pine forest: Ecological and management implications. *Journal of Forestry* 94(10):33-38
- Fulé, P., A. García y C. Wallace. 2000. Effects of an intense wildfire in a Mexican oak-pine forest. *Forest Science* 46(1): 52-61
- Fowler, J., L. Cohen y P. Jarvis. 1998. *Practical statistics for field biology*. 2a. Ed. Wiley. England. 259 p.
- Gill, M., J. Woinarski y A. Cork. 1999. Australia's biodiversity responses to fire. Biodiversity technical report No. 1, Environment Australia.
- González, M. A. 2005a. Fire history and natural succession after forest fires in pine-oak forests: An investigation in the ecological park "Chipinque", Northeast Mexico. Sierke Verlag, Göttingen.
- González, M. A. 2005b. Fire history data as reference information in ecological restoration. *Dendrochronologia* 22:149-154.
- Guo, Q. 2001. Early post-fire succession in California chaparral: Changes in diversity, density, cover and biomass. *Ecol. Res.* 16, 471-485.
- Heyerdahl, E.K. y E. Alvarado. 2003. Influence of climate and land-use on historical surface fires in pine-oak forests, Sierra Madre Occidental, Mexico. p. 196-217 *In: Fire and climatic change in temperate ecosystems of the western Americas*. Springer-Verlag, Nueva York.
- Jardel, E., R. Ramírez y F. Castillo. 2003. Fire management and restoration plan in the Sierra de Manantlan Biosphere Reserve, Mexico. Proceedings of the 2nd International Wildland Fire Ecology and Fire Management Congress, Coronado Springs Resort, Orlando.
- Johnson, E. 1992. Fire and vegetation dynamics: Studies from the North American Boreal Forest. Cambridge University Press. 143 p.
- Kaib, H. 1998. Fire history in Riparian Canyon pine-oak forest and the intervening desert grasslands of the southwest borderlands: A dendroecological, historical and cultural inquiry. Master's thesis, School of Renewable Natural Resources, The University of Arizona, Tucson.
- Kaufmann, M.R., R. Graham, D. Boyce, W. Moir, L. Perry, R. Reynolds, R. Bassett, P. Mehlhop, C. Edminster, W. Block y P. Corn. 1994. An ecological basis for ecosystem management. Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station Gen. Tech. Rep. RM 246.
- Kitzberger, T., T. Swetnam y T. Veblen. 2001. Interhemispheric synchrony of forest fires and the Niño-Southern Oscillation. *Global Ecology and Biogeography* 10:315-326.
- Landres, P., P. Morgan y F. Swanson. 1999. Overview of the use of natural variability concepts in managing

- ecological systems. *Ecological Applications* 9:1179–1188.
- Lorimer, C. 1980. Age structure and disturbance history of a southern Appalachian virgin forest. *Ecology* 61(5): 1169–1184.
- MacKenzie, M. D., T. DeLuca y A. Sala. 2004. Forest structure and organic horizon analysis along a fire chronosequence in the low elevation forests of western Montana. *For. Ecol. Manage.* 203:331-343.
- Magurran, A. 2004. *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Science, Oxford.
- Miller, M. 2000. Fire autoecology. *In*: J. K. Brown and J. K. Smith, eds. *Wildland fire in ecosystems: Effects of fire on flora*. USDA Forest Service GTR-RMRS-GTR-42-volume 2, Rocky Mountain Research Station, Fort Collins, Colorado.
- Morrison, P. y F. Swanson. 1990. Fire history and pattern in a Cascade Range landscape. USDA Forest Service General Technical Report PNW-CTR,25.1. Pacific Northwest Research Station. Portland. Oregon.
- Pyne, S., P. Andrew y R.D. Laven. 1996. *Introduction to wildland fire*. 2a.ed. Wiley, Nueva York. 769 p.
- Rodríguez, D. y P. Fulé. 2003. Fire ecology of Mexican pines and a fire management proposal. *International Journal of Wildland Fire* 12:23-37.
- Rzedowski, J. 1978. *Vegetación de México*. Limusa, México.
- Stephens, S. y L. Ruth. 2005. Federal forest fire policy in the United States. *Ecological Applications* 15(2):532-542.
- Stephens, S., C. Skinner y S. Gill. 2003. Dendrochronology-based fire history of Jeffrey pine–mixed conifer forest in the Sierra San Pedro Martir, Mexico. *Can. J. For. Research* 33:1090-1101.
- Stokes, M.A. y T.L. Smiley. 1996. *An Introduction to tree-ring dating*. University of Arizona Press, Tucson, Arizona.
- Swetnam, T., C. Baisan y M. Kaib. 2001. Forest fire histories of the Sky Islands of La Frontera. *In*: G.L. Webster and C.J. Bahre, eds., *Changing Plant Life of La Frontera: Observations on Vegetation in the United States/Mexico Borderlands*. University of New Mexico Press, Albuquerque: 95-123.
- Whelan, R. 1995. *The ecology of fire*. Cambridge University Press. 346 p.
- Wouters, M. 1993. *Developing fire management planning in Victoria: A case study from the Grampians*. Fire Research Report No. 39, Fire Management Branch, Dept Conser. & Nat. Res., Victoria, Australia.

Manuscrito recibido el 12 de diciembre de 2005

Aceptado para su publicación el 15 de marzo del 2007

Este documento se debe citar como:

González Tagle, M.A., L. Schwendenmann, J. Jiménez Pérez y W. Himmelsbach. 2007. Reconstrucción del historial de incendios y estructura forestal en bosques mixtos de pino-encino en la Sierra Madre Oriental. *Madera y Bosques* 13(2):51-63