



CARACTERIZACIÓN DE REGENERACIÓN LEÑOSA POST-INCENDIO DE UN ECOSISTEMA TEMPLADO DEL PARQUE ECOLÓGICO CHIPINQUE, MÉXICO

CHARACTERIZATION OF POST-FIRE WOODY REGENERATION OF A TEMPERATE ECOSYSTEM OF CHIPINQUE ECOLOGICAL PARK, MEXICO

Eduardo Alanís-Rodríguez¹; Javier Jiménez-Pérez²; Alejandro Valdecantos-Dema³; Marisela Pando-Moreno²; Oscar Aguirre-Calderón²; Eduardo J. Treviño-Garza².

¹Estudiante de Doctorado en Ciencias, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León. Carretera Linares-Cd. Victoria km 145. Apartado Postal 41. C. P. 67700, Linares, N. L. México. Correo: alanis_eduardo@yahoo.com.mx

²Profesor-Investigador de la Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León. Carretera Linares-Cd. Victoria km 145. Apartado Postal 41. C. P. 67700, Linares, N. L. México.

³Investigador del Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo. Parque Tecnológico, c/ Charles R. Darwin Núm. 14, Valencia, España.

RESUMEN

La presente investigación caracteriza la regeneración de la vegetación leñosa recuperada postfuego ocurrido en el año de 1998 que afectó 500 ha de bosques templados en el Parque Ecológico Chipinque (NE de México). Los objetivos planteados fueron estimar la riqueza y diversidad de la vegetación leñosa (≥ 1 cm de diámetro) regenerada post fuego y estimar los parámetros ecológicos de abundancia (AR_i), dominancia (DR_i), frecuencia (FR_i) e índice de valor de importancia (IVI) de las especies. Se registraron 10 órdenes, 11 familias, 21 géneros y 26 especies. El género con mayor representatividad fue *Quercus*, presentando un 148.16 % de peso ecológico en el área. Las especies más representativas fueron *Quercus polymorpha* ($IVI=71.13$ %) y *Pinus pseudostrobus* ($IVI=50.67$ %). La densidad arbórea fue de 2,864 N/ha, con una cobertura foliar de 12,526 m²·ha⁻¹, lo que indica una cobertura del 100 % y sobreposición de copas. Los valores del índice de riqueza de Margalef ($D_{Mg}=3.64$) y de diversidad de Shannon ($H'=2.39$) indicaron alta diversidad.

Recibido: 18 de mayo, 2010
Aceptado: 29 de julio, 2010
doi: 10.5154/r.rchscfa.2010.05.032
<http://www.chapingo.mx/revistas>

PALABRAS CLAVE: Diversidad, riqueza, índice de valor de importancia.

ABSTRACT

The present investigation characterizes the post-fire woody regeneration recovered after the fire that occurred in 1998 and affected 500 ha of temperate forests in the Chipinque Ecological Park (NE Mexico). The objectives were to estimate the richness and diversity of woody vegetation (≥ 1 cm diameter) regenerated after the fire and assess the ecological parameters of abundance (AR_i), dominance (DR_i), frequency (FR_i) and importance value index (IVI) of the species. There were 10 orders, 11 families, 21 genera and 26 species. The genus *Quercus* was the most representative, presenting 148.16 % of ecological importance in the area. The most representative species were *Quercus polymorpha* ($IVI=71.13$ %) and *Pinus pseudostrobus* ($IVI=50.67$ %). Tree density was 2864 N/ha, with foliage cover of 12526 m²/ha, which indicated coverage of 100 % and overlapping crowns. The values of Margalef richness index ($D_{Mg} = 3.64$) and Shannon diversity ($H' = 2.39$) indicated high diversity.

KEY WORDS: Diversity, richness, importance value index.

INTRODUCCIÓN

Los incendios forestales son el tipo de perturbación más importante en el Parque Ecológico Chipinque (PECh) (Alanís *et al.*, 2010) y la tercera causa de pérdida de vegetación natural en México, sólo por debajo de la tala ilegal y la transformación de terrenos forestales a agrícolas y ganaderos (SEMARNAT, 2006). Si bien el fuego es un factor natural en los bosques de *Pinus-Quercus* de la Sierra Madre Oriental (SMO), en los últimos años se ha

INTRODUCTION

Forest fires are the most important type of disturbance in the Chipinque Ecological Park (ChEP) (Alanís *et al.*, 2010) and the third cause of loss of natural vegetation in Mexico, after illegal cutting and the transformation of forest lands to agricultural and livestock uses (SEMARNAT, 2006). Although fire is a natural factor in the forests of *Pinus-Quercus* of the Sierra Madre Oriental (SMO), in recent years there has been an important increase in the frequency

registrado un incremento importante de la frecuencia de incendios (González *et al.*, 2008). En abril de 1998 un incendio forestal afectó una tercera parte del PECh (500 ha) (Alanís *et al.*, 2010), afectando los ecosistemas de pino-encino y zonas de transición de bosque de pino-encino y matorral submontano.

Vista la importancia de los incendios en México, en general, y en el PECh, en particular, es importante evaluar y estudiar cómo se produce la regeneración de la vegetación afectada por el fuego y cómo son los ecosistemas resultantes. Por lo anterior, el conocimiento de la riqueza y diversidad del ecosistema y la abundancia, dominancia y frecuencia de las especies es fundamental para entender los procesos de regeneración del ecosistema ante el fuego (Kennedy y Horn, 2008, Alanís *et al.*, 2010). El empleo de este tipo de información se ha incrementado entre los científicos, técnicos y manejadores de recursos naturales, ya que es el punto de partida para la correcta toma de decisiones dentro de los programas de rehabilitación y restauración ecológica (González *et al.*, 2007).

Existe escasa literatura sobre la regeneración de la vegetación leñosa posterior al fuego en México (Rodríguez *et al.*, 2007, Vilchis y Rodríguez, 2007, Martínez y Rodríguez, 2008), la cual está centrada en ecosistemas templados del centro del país. En la Sierra Madre Oriental (SMO) del NE de México se han desarrollado algunas investigaciones sobre la regeneración post-incendio de ecosistemas de pino-encino, como las de González *et al.* (2007, 2008) y Alanís *et al.* (2008b, 2010). Sin embargo, se desconoce la regeneración de ecotonos específicos como las zonas de transición que existen entre bosques de pino-encino y matorral submontano.

Los objetivos planteados en la presente investigación son: 1) estimar la riqueza de la vegetación leñosa (≥ 1 cm de diámetro) nueve años después del incendio forestal en la SMO; 2) estimar los parámetros ecológicos de abundancia (AR_i), dominancia (DR_i), frecuencia (FR_i) e índice de valor de importancia (IVI); 3) cuantificar la diversidad α , y 4) caracterizar el estrato arbóreo mediante la determinación de la densidad de individuos y el área de copa. La información generada profundizará en el conocimiento ecológico de respuesta de este ecotono frente al fuego, y proporcionará importantes elementos a considerar en la toma de decisiones de gestión de estos ambientes.

MATERIAL Y MÉTODOS

El estudio se realizó dentro del PECh (Figura 1), cuya superficie es de 1,815 ha y forma parte del Área Natural Protegida del Parque Nacional Cumbres de Monterrey. El PECh se localiza en los municipios de San Pedro Garza García y Monterrey, en Nuevo León (México), entre las coordenadas geográficas $100^\circ 18'$ y $100^\circ 24'$ de longitud oeste y $25^\circ 33'$ y $25^\circ 35'$ de latitud norte. El área de estudio

of forest fires (González *et al.*, 2008). In April of 1998 a forest fire affected a third of the ChEP (500 ha) (Alanís *et al.*, 2010), affecting the pine-oak ecosystems and transition zones between pine-oak forest and submountain shrubland.

Given the importance of forest fires in Mexico in general, and in the ChEP in particular, it is important to elucidate how the regeneration of vegetation affected by the fire occurs and the nature of the resulting ecosystems. Therefore, the knowledge of species richness and diversity of the ecosystem as well as the abundance, dominance and frequency of the species is fundamental for understanding the post-fire regeneration processes of the ecosystem (Kennedy and Horn, 2008; Alanís *et al.*, 2010). The use of this type of information has increased among scientists, technicians and managers of natural resources, as it is the point of departure for correct decision making within rehabilitation and ecological restoration programs (González *et al.*, 2007).

There is little information in the literature of the post-fire regeneration of woody vegetation in Mexico (Rodríguez *et al.*, 2007; Vilchis and Rodríguez, 2007, Martínez and Rodríguez, 2008), which is centered on temperate ecosystems of the central region of the country. In the Sierra Madre Oriental (SMO) of northeastern Mexico some investigations have been developed on the post-fire regeneration of pine-oak ecosystems, such as those of González *et al.* (2007, 2008) and Alanís *et al.* (2008b, 2010). However, regeneration of specific ecotones is unknown, such as the transition zones that exist between pine-oak forests and submountain shrublands.

The objectives of the present investigation are as follows: 1) to estimate the richness of woody vegetation (≥ 1 cm diameter) nine years after the forest fire in the SMO; 2) to estimate the ecological parameters of abundance (AR_i), dominance (DR_i), frequency (FR_i) and importance value index (IVI); 3) to quantify α diversity, and 4) to characterize the overstorey layer through the determination of density of individuals and the canopy area. The information here generated will deepen ecological knowledge of response to fire of this ecotone, and will provide important elements to be considered in the making of decisions related to the management of these environments.

MATERIALS AND METHODS

The study was carried out within the ChEP (Figure 1), whose surface is 1,815 ha and forms part of the Protected Natural Area of the Cumbres de Monterrey National Park. The ChEP is located in the municipalities of San Pedro Garza García and Monterrey, in Nuevo León (Mexico), between $100^\circ 18'$ and $100^\circ 24'$ longitude west and $25^\circ 33'$ and $25^\circ 35'$ latitude north. The study area has an altitude between 1,100 and 1,150 m, with a semidry climate (602 mm annual precipitation), with marked rains in summer and

presenta una altitud entre 1,100 y 1,150 m, con un clima semiseco (602 mm de precipitación anual), con marcadas lluvias en verano y una temperatura media anual de 21.3 °C. Pertenece al sistema de toposformas Sierra Pliegue Flexionada donde los suelos dominantes son litosoles y rendzinas. La precipitación varía de 300 a 600 mm anuales y el clima es semiseco, con lluvias marcadas en verano con una temperatura media anual de 21.3 °C (INEGI, 1986).

a mean annual temperature of 21.3 °C. The dominant soils are litosols and rendzinas. (INEGI, 1986).

In April of 1998, a forest fire occurred in a transition zone between the pine-oak forest and submountain shrubland that disturbed 500 ha of the park and significantly affected the plant component (Alanís *et al.*, 2008b). The event was a superficial and crown fire and lasted six days. The species of the genus *Quercus* suffered damage in the aboveground part, but have the evolutionary strategy to sprout from underground structures, permitting a rapid regeneration of the aboveground tissues (Zavala, 2001). On the other hand, *Pinus pseudostrabus* is a species that is resistant to low intensity fires thanks to its thick bark and to the physical protection of the terminal buds, which allows it to recover the burned foliage, especially in young stages (Rodríguez-Trejo and Fulé, 2003). During the fire, several individuals of *P. pseudostrabus* died, and therefore in 1998 a plantation of 500 hectares was made with 2,000 seedlings·ha⁻¹.

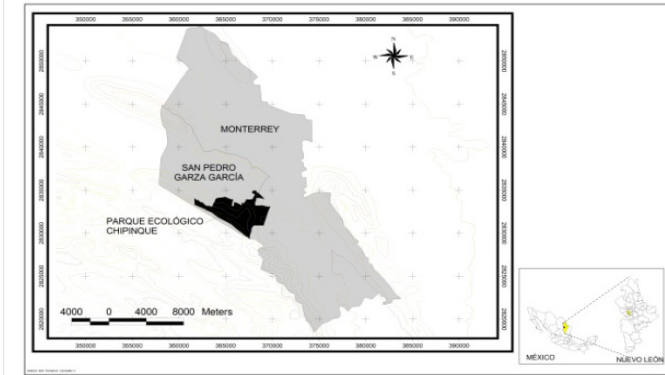


FIGURA 1. Localización de la zona de estudio (Parque Ecológico Chipinque, Nuevo León, México).

FIGURE 1. Location of the study zone (Chipinque Ecological Park, Nuevo León, Mexico).

En abril de 1998 se presentó un incendio forestal en una zona de transición entre el bosque de pino-encino y matorral submontano que perturbó 500 ha del parque y afectó significativamente los elementos vegetales (Alanís *et al.*, 2008b). El incendio fue superficial y de copa y duró seis días. Las especies del género *Quercus* sufrieron daño en la parte aérea, pero tienen como estrategia evolutiva la capacidad de rebrotar a partir de estructuras subterráneas, lo cual les permite regenerar rápidamente los tejidos aéreos (Zavala, 2001). En cambio, *Pinus pseudostrabus* es una especie resistente a los fuegos de baja intensidad gracias a su gruesa corteza y a la protección física de las yemas terminales, que le permite recuperar el follaje quemado especialmente en estadíos jóvenes (Rodríguez-Trejo y Fulé, 2003). Durante el incendio hubo ejemplares de *P. pseudostrabus* que murieron, por lo que en 1998 se realizó una plantación de 500 hectáreas a razón de 2,000 brinzales·ha⁻¹.

In May of 2007, nine years after the forest fire, study areas were established in which the post-fire regenerated plant community was evaluated.

A completely randomized sampling was made with the establishment of square sites, as they are easily delimited in dense vegetation. The sites were of 100 m² (Alanís *et al.*, 2008a; Canizales *et al.*, 2009) 20 meters apart from each other, and a species-area curve was made (Mostacedo and Fredericksen, 2000) to estimate the minimum number of sites necessary to obtain reliable information. A total of 33 sampling sites was established, and all the woody species with a stem basal diameter larger than 1 cm were registered measuring the space occupied by the crown in a north-south and east-west direction by means of a metric tape. In addition, a botanical collection was made with all the species evaluated, and it was taken to the herbarium of the Facultad de Ciencias Biológicas of the Universidad Autónoma de Nuevo León.

En mayo de 2007, nueve años después del incendio forestal, se establecieron áreas de estudio en las que se muestreó la comunidad vegetal regenerada post fuego.

To evaluate the relative role of the species in the regenerated ecosystem, the following ecological indicators were used: abundance, dominance, frequency and importance value index (Magurran, 2004). The following equation was used to estimate relative abundance:

$$A_i = N_i / S$$

$$AR_i = \left(\frac{A_i}{\sum A_i} \right) * 100$$

$$i = 1 \dots n$$

Se realizó un muestreo completamente al azar en el cual se establecieron sitios cuadrados debido a su fácil delimitación en vegetación densa. Los sitios fueron de 100 m² (Alanís *et al.*, 2008a; Canizales *et al.*, 2009) separados 20 metros entre sí, y se elaboró una curva especie-área (Mostacedo y Fredericksen, 2000) para estimar el número mínimo de sitios necesarios para obtener información representativa. Se realizaron en total 33 sitios de muestreo,

where AR_i is the relative abundance of species i with respect to total abundance, N_i is the number of individuals

donde se registraron las especies leñosas con un diámetro en la base del tallo superior a 1 cm y se evaluó el área de copa, la cual se obtuvo a través de una cinta métrica midiendo el espacio ocupado por la copa en sentido norte-sur y este-oeste. Asimismo, se realizó una colecta botánica de todas las especies evaluadas y fueron llevadas para su identificación al herbario de la Facultad de Ciencias Biológicas de la Universidad Autónoma de Nuevo León.

Para evaluar el papel relativo de las especies en el ecosistema regenerado se utilizaron los indicadores ecológicos de abundancia, dominancia, frecuencia e índice de valor de importancia (Magurran, 2004). Para la estimación de la abundancia relativa se empleó la siguiente ecuación:

$$A_i = N_i / S$$

$$AR_i = \left(\frac{A_i}{\sum A_i} \right) * 100$$

$$i = 1 \dots n$$

donde AR_i es la abundancia relativa de la especie i respecto a la abundancia total, N_i es el número de individuos de la especie i , y S la superficie de muestreo (ha). La dominancia relativa se evaluó mediante:

$$D_i = Ab_i / S(ha)$$

$$DR_i = \left(\frac{D_i}{\sum D_i} \right) * 100$$

$$i = 1 \dots n$$

donde DR_i es la dominancia relativa de la especie i respecto a la dominancia total, Ab el área de copa de la especie i y S la superficie (ha). La frecuencia relativa se obtuvo con la siguiente ecuación:

$$F_i = P_i / NS$$

$$FR_i = \left(\frac{F_i}{\sum F_i} \right) * 100$$

$$i = 1 \dots n$$

donde FR_i es la frecuencia relativa de la especie i respecto a la frecuencia total, P_i es el número de sitios en los que está presente la especie i y NS el número total de sitios de muestreo. El índice de valor de importancia (IVI) se define como:

$$IVI = AR_i + DR_i + FR_i$$

Para estimar la riqueza de especies se utilizó el

of species i , and S is the sampling surface (ha). Relative dominance was evaluated by means of the following:

$$D_i = Ab_i / S(ha)$$

$$DR_i = \left(\frac{D_i}{\sum D_i} \right) * 100$$

$$i = 1 \dots n$$

where DR_i is the relative dominance of species i with respect to the total dominance, Ab is the crown area of species i and S is the surface (ha). Relative frequency was obtained with the following equation:

$$F_i = P_i / NS$$

$$FR_i = \left(\frac{F_i}{\sum F_i} \right) * 100$$

$$i = 1 \dots n$$

where FR_i is the relative frequency of species i with respect to total frequency, P_i is the number of sites in which species i is present and NS is the total number of sampling sites. The importance value index (IVI) is defined as follows:

$$IVI = AR_i + DR_i + FR_i$$

To estimate the species richness we used the Margalef index (D_{Mg}), and for diversity of species, the index of Shannon & Weiner (H') (1948) through the following equations:

$$D_{Mg} = \frac{(s-1)}{\ln(N)}$$

$$H' = - \sum_{i=1}^s p_i * \ln(p_i)$$

$$p_i = n_i / N$$

where S is the number of species present, N is the total number of individuals and n_i is the number of individuals of species i .

RESULTS AND DISCUSSION

The sampling showed the presence of 10 orders, 11 families, 21 genera and 26 woody species (Table 1). This richness is higher than that registered by González *et al.* (2007, 2008) and Alanís *et al.* (2008b, 2010), who evaluated post-fire regenerating plant communities of pine-oak adjacent to the study area, recording 8 to 11 woody species in their investigations. These differences may be due to the fact that the present investigation was made in the

índice de Margalef (D_{Mg}) y para la diversidad de especies el índice de Shannon & Weiner (H') (1948) mediante las ecuaciones:

$$D_{Mg} = \frac{(s-1)}{\ln(N)}$$

$$H' = -\sum_{i=1}^s p_i * \ln(p_i)$$

$$p_i = n_i / N$$

Donde S es el número de especies presentes, N es el número total de individuos y n_i es el número de individuos de la especie i .

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En el muestreo realizado se registró la presencia de 10 órdenes, 11 familias, 21 géneros y 26 especies leñosas (Cuadro 1). Esta riqueza es mayor a la registrada por González *et al.* (2007, 2008) y Alanís *et al.* (2008b, 2010), quienes evaluaron comunidades vegetales de pino-encino contiguas al área de estudio regeneradas post-fuego y registraron de 8 a 11 especies leñosas en sus investigaciones. Estas diferencias pueden ser debidas a que la presente investigación se realizó en los límites inferiores de la comunidad de *Pinus-Quercus*, en la zona de transición con la comunidad de matorral submontano, y por lo tanto se registraron más especies, ya que dichas zonas suelen poseer mayor riqueza específica. Las especies de la comunidad de matorral submontano que se registraron fueron: *Acacia farnesiana*, *Cordia boissieri*, *Ehretia anacua*, *Eysenhardtia polystachya*, *Fraxinus greggii*, *Havardia pallens* y *Zanthoxylum fagara* (García y Jurado, 2008; Canizales *et al.*, 2009).

El género con mayor presencia fue *Quercus*, con las especies *Q. canbyi*, *Q. laceyi*, *Q. laeta*, *Q. polymorpha*, *Q. rysophylla* y *Q. virginiana*. Esta información concuerda con las investigaciones de González *et al.* (2008), Fry (2008) y Alanís *et al.* (2010), quienes registraron este género como el más representado en las comunidades post-incendio debido a la capacidad de rebrote que se estimula ante los efectos del aumento de la temperatura del suelo causada por el fuego (Zavala, 2001). Con esta estrategia evolutiva, los individuos al perder toda la parte aérea remobilizan las reservas para generar nuevos tejidos fotosintéticos que le nutran.

Parámetros dasométricos

La densidad de los elementos leñosos registrada fue de 2,876 individuos por hectárea. Este dato es diez veces superior a la encontrada en un ecosistema maduro (Jiménez *et al.*, 2001), donde se registró una densidad de 297 individuos/ha, pero similar a la observada en una

lower limits of the *Pinus-Quercus* community, in the zone of transition with the community of submountain shrubland, and therefore more species were recorded, since these ecotones tend to have more species. The recorded species from the submountain shrubland community were: *Acacia farnesiana*, *Cordia boissieri*, *Ehretia anacua*, *Eysenhardtia polystachya*, *Fraxinus greggii*, *Havardia pallens* and *Zanthoxylum fagara* (García and Jurado, 2008; Canizales *et al.*, 2009).

The genus with highest presence was *Quercus*, with the species *Q. canbyi*, *Q. laceyi*, *Q. laeta*, *Q. polymorpha*, *Q. rysophylla* and *Q. virginiana*. This information agrees with the investigations of González *et al.* (2008), Fry (2008) and Alanís *et al.* (2010), who recorded this genus as the most representative in the post-fire communities, due to the resprouting capacity that is stimulated by the increase in soil temperature caused by the fire (Zavala, 2001). With this evolutionary strategy, when the individuals lose all of the aboveground biomass, they remobilize their reserves to generate new photosynthetic tissues for nutrition.

Dasometric parameters

The recorded density of the woody elements was 2,876 individuals per hectare. This data is ten times higher than that found in a mature ecosystem (Jiménez *et al.*, 2001), which registered a density of 297 individuals/ha, but quite similar to that reported in a similar area four years after the fire, with 3,400 individuals/ha (González *et al.*, 2008). This increase in density of individuals is due to the fact that the species of *Quercus*, in addition to sprouting from the base of the trunk, also have the evolutionary strategy of sprouting from underground structures. This response to fire is responsible for the high regeneration rate of the burned plant community.

The foliage cover was 12,526 m²·ha⁻¹, which indicates a cover of more than 100%, and therefore, overlapping of crowns. The species with highest cover was *Pinus pseudostrubus*, with 3,964 m²·ha⁻¹, due to the fact that 87 individuals per hectare of this species survived the fire, as it was a low intensity fire and produced the regeneration of the crowns from the previously established aboveground parts (Rodríguez-Trejo and Fulé, 2003). 72.4 % of the total cover is comprised exclusively of *P. pseudostrubus*, *Quercus polymorpha* and *Q. rysophylla*. Of the 227 individuals per hectare of *P. pseudostrubus* registered, 140 were from the post-fire reforestation, and none was from seed germination.

Ecological parameters

The genus *Quercus* presented the highest Importance Value Index (IVI), with total values of ecological weight of approximately 148.16 %. At the specific level, *Q. polymorpha* (IVI = 71.13 %) and *Pinus pseudostrubus*

CUADRO 1. Índice de Valor de Importancia de las especies registradas evaluadas.

TABLE 1. Importance Value Index of the registered species evaluated.

Especies	Abundancia		Dominancia		Frecuencia	IVI
	N/ha	Relativa	m ² /ha	Relativa		
<i>Quercus polymorpha</i>	812	28.2	3424.4	27.3	15.6	71.1
<i>Pinus pseudostrobus</i>	227	7.9	3964.9	31.7	11.1	50.7
<i>Quercus rysophylla</i>	464	16.1	1682.8	13.4	10.6	40.1
<i>Cercis canadensis</i>	327	11.4	927.2	7.4	10.0	28.8
<i>Quercus laeta</i>	173	6.0	734.6	5.9	7.2	19.1
<i>Litsea novoleontis</i>	194	6.7	286.6	2.3	7.2	16.3
<i>Ligustrum lucidum</i>	64	2.2	240.3	1.9	5.0	9.1
<i>Croton torreyanus</i>	121	4.2	43.9	0.4	3.9	8.5
<i>Quercus virginiana</i>	61	2.1	424.8	3.4	2.2	7.7
<i>Quercus laceyi</i>	115	4.0	274.7	2.2	1.1	7.3
<i>Bauhinia macranthera</i>	45	1.6	94.6	0.8	3.3	5.7
<i>Persea pachypoda</i>	24	0.8	92.3	0.7	3.3	4.9
<i>Arbutus xalapensis</i>	30	1.1	30.5	0.2	3.3	4.6
<i>Sophora secundiflora</i>	27	0.9	65.5	0.5	2.8	4.2
<i>Eysenhardtia polystachya</i>	67	2.3	26.8	0.2	1.1	3.6
<i>Acacia farnesiana</i>	15	0.5	33.1	0.3	2.2	3.0
<i>Fraxinus greggii</i>	30	1.1	27.9	0.2	1.7	2.9
<i>Quercus canbyi</i>	21	0.7	48.3	0.4	1.7	2.8
<i>Decatropis bicolor</i>	18	0.6	30.8	0.2	1.7	2.5
<i>Sideroxylon celastrinum</i>	12	0.4	2.8	0.0	1.1	1.6
<i>Ehretia anacua</i>	6	0.2	3.2	0.0	1.1	1.3
<i>Zanthoxylum fagara</i>	3	0.1	47.1	0.4	0.6	1.0
<i>Ceanothus coeruleus</i>	6	0.2	10.1	0.1	0.6	0.8
<i>Havardia pallens</i>	6	0.2	6.9	0.1	0.6	0.8
<i>Sargentia greggi</i>	3	0.1	1.3	0.0	0.6	0.7
<i>Cordia boissieri</i>	3	0.1	1.0	0.0	0.6	0.7
Total	2876	100	12526.4	100	100	300

IVI=Índice de Valor de Importancia

IVI=Importance Value Index

zona quemada cuatro años después del incendio, donde se registraron 3,400 individuos/ha (González *et al.* 2008). Este aumento en la densidad de individuos es debido a que las especies del género *Quercus*, además de rebrotar de la base del tronco, también tienen como estrategia evolutiva rebrotar a partir de estructuras subterráneas. Esta capacidad de respuesta ante el fuego es la responsable de la alta tasa de regeneración de la comunidad vegetal incendiada.

La cobertura foliar fue de 12,526 m²·ha⁻¹, lo que indica una cobertura superior al 100 % y, por tanto, sobreposición de copas. La especie que presentó mayor cobertura fue *Pinus pseudostrobus*, con 3,964 m²·ha⁻¹, debido a que 87 individuos por hectárea de esta especie sobrevivieron al incendio, ya que se trató de un fuego de baja intensidad y produjo la regeneración de las copas a partir de estructuras

(IVI=50.67 %) were the most representative species. The species characteristic of the submountain shrubland present in the study area, such as *Eysenhardtia polystachya*, *Acacia farnesiana*, *Fraxinus greggii*, *Ehretia anacua*, *Zanthoxylum fagara*, *Havardia pallens* and *Cordia boissieri*, showed low values of ecological weight (IVI=3.64 %, 3.01 %, 1.35 %, 1.04 %, 0.82 %, and 0.67 %, respectively). *Pinus pseudostrobus* presented higher IVI than other species with higher abundance such as *Cercis canadensis* and *Quercus rysophylla*, due to the fact that its high dominance is derived from the advantage implied by its thick bark and the physical protection of the terminal buds that allows it to recover the burned foliage. The pattern of relative abundance of the species in the study area presents a high number of species with low representation, with a progressive decrease of the species with high abundance along a negative exponential

aéreas previamente establecidas (Rodríguez-Trejo y Fulé, 2003). El 72.4 % de la cobertura total está constituida únicamente por *P. pseudostrobus*, *Quercus polymorpha* y *Q. rysophylla*. De los 227 individuos por hectárea de *P. pseudostrobus* registrados, 140 fueron de la reforestación realizada post-incendio, y ninguno procedió de germinación a partir de semilla.

Parámetros ecológicos

El género *Quercus* fue el que presentó mayor Índice de Valor de Importancia (IVI), con valores totales de peso ecológico en el área de 148.16 %. A nivel específico fueron *Q. polymorpha* (IVI=71.13 %) y *Pinus pseudostrobus* (IVI=50.67 %) las especies más representativas. Las especies características del matorral submontano presentes en el área de estudio, como *Eysenhardtia polystachya*, *Acacia farnesiana*, *Fraxinus greggii*, *Ehretia anacua*, *Zanthoxylum fagara*, *Havardia pallens* y *Cordia boissieri*, mostraron valores bajos de peso ecológico (IVI=3.64 %, 3.01 %, 2.94 %, 1.35 %, 1.04 %, 0.82 %, y 0.67 %, respectivamente). *Pinus pseudostrobus* presentó mayor IVI que otras especies con abundancias más elevadas como *Cercis canadensis* y *Quercus rysophylla*, debido a que su alta dominancia se deriva de la ventaja que supone la gruesa corteza y a la protección física de las yemas terminales que le permite recuperar el follaje quemado. El patrón de la abundancia relativa de las especies en el área de estudio presenta un alto número de especies poco representadas, disminuyendo progresivamente las especies con elevada abundancia a lo largo de una exponencial negativa ($y=7.1432 \cdot e^{-0.228x}$; $R^2= 0.919$; Figura 1). Este comportamiento es habitual en numerosos ecosistemas tanto maduros como en procesos de sucesión secundaria del noreste de México (Jiménez *et al.*, 2001; González *et al.*, 2008; Canizales *et al.*, 2009).

La Figura 2 muestra la densidad de individuos por hectárea de acuerdo a las clases diamétricas registradas en el estudio, a través de la cual se puede observar que existe un decremento en la densidad de individuos conforme aumenta el diámetro de los mismos, siendo la clase >1 cm de diámetro la que presentó mayor número de individuos con más de 800 ind/ha. Lo anterior indica que existe un gran número de individuos en las clases diamétricas menores desde >1 - 9 cm de diámetro, mostrando que el sistema se halla en fases iniciales de la sucesión secundaria y que existe un estado de regeneración activo, en el cual se encuentran presentes gran cantidad de individuos de porte menor y un pequeño número de individuos que sobrevivieron al incendio de diámetros mayores (>55 cm).

Diversidad

La riqueza específica fue de 26 especies, con un valor del índice de Margalef (D_{Mg}) de 3.64. De acuerdo al índice

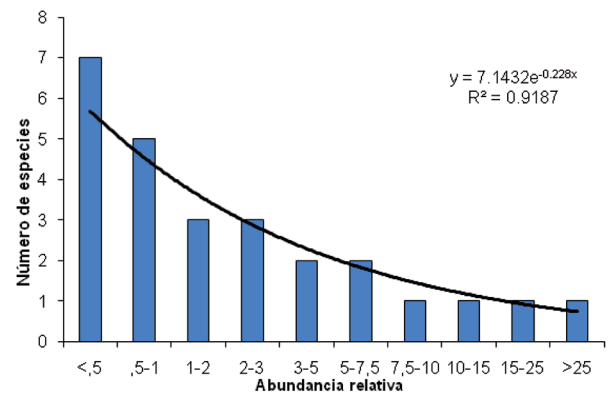


FIGURA 1. Patrón de la abundancia relativa de las especies en el área de estudio

FIGURE1. Pattern of the relative abundance of species in the study area.

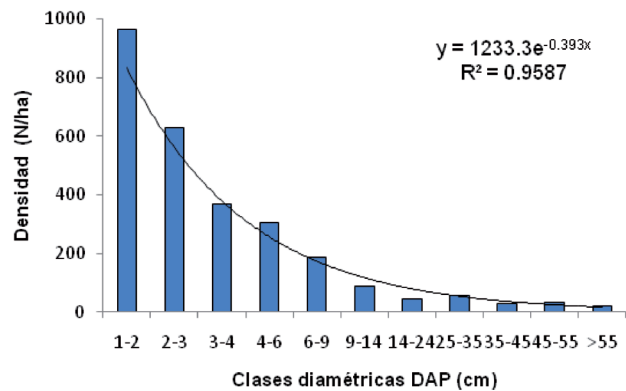


FIGURA 2. Densidad de individuos de acuerdo a clases diamétricas en el área de estudio.

FIGURE 2. Density of individuals according to diametric classes in the study area.

($y=7.1432 \cdot e^{-0.228x}$; $R^2 = 0.919$; Figure 1). This behavior is habitual in numerous ecosystems, both mature and in processes of secondary succession in northeastern Mexico (Jiménez *et al.*, 2001; González *et al.*, 2008; Canizales *et al.*, 2009).

Figure 2 shows the density of individuals per hectare according to the diametric classes registered in the study. It can be observed that there is a decrease in the density of individuals as their diameter increases, class ≤ 1 cm diameter presenting the highest number of individuals with more than 800 ind/ha. The above indicates that there is a large number of individuals in the lower diametric classes from >1 – 9 cm diameter, showing that the system is in the initial phases of secondary succession and that there is a state of active regeneration, with the presence of a large amount of individuals of small size and a small number of individuals of greater diameters (>55 cm) that survived the fire.

Diversity

The specific richness was of 26 species, with Margalef index value (D_{Mg}) of 3.64. According to the Shannon

de diversidad de Shannon (H'), la comunidad evaluada presentó un valor de 2.39. Estos valores de riqueza y diversidad son altos para el ecosistema de estudio, ya que Alanís *et al.* (2008b) evaluaron un bosque de *Pinus-Quercus* 10 años después de haber sufrido un incendio forestal y registraron una riqueza específica de 10 especies, con valores de D_{Mg} de 1.72 y de H' de 1.60. No obstante, se debe considerar que, a diferencia del mencionado trabajo, el presente estudio se realizó en el límite inferior de la comunidad de *Pinus-Quercus*, en el ecotono entre dicha comunidad y el matorral submontano, donde es habitual que convivan individuos típicos de ambas comunidades y, por tanto, los valores de diversidad sean superiores.

CONCLUSIONES

El ecosistema evaluado mostró una alta diversidad y riqueza, de acuerdo a los índices estimados. Esto se debe a que es una zona de transición entre el bosque de pino-encino y el matorral submontano, y posee la presencia de especies de las dos comunidades vegetales. A esto hay que añadir que la zona evaluada se encuentra en un proceso de regeneración, siendo habitual una mayor presencia de especies durante las primeras fases de la sucesión secundaria. Por ello la zona de estudio presentó mayor diversidad que otros estudios similares en áreas cercanas. La mayor densidad de individuos encontrada en el género *Quercus* se debió a su capacidad de rebrotar después de la ocurrencia de incendios forestales, o de perturbaciones que lleven asociada la pérdida de los tejidos aéreos.

Se presentó una alta cobertura foliar a pesar de que la zona evaluada presenta una alta densidad de individuos de porte menor. Este hecho se explica por la sobrevivencia de algunos individuos de *Pinus pseudostrobus*, que permitió que hubiera una cobertura superior al 100 % y, por lo tanto, que tuviera lugar la sobreposición de copas. Por su parte, las especies de la comunidad de matorral submontano no poseen las ventajas adaptativas de especies como *Pinus pseudostrobus* y *Quercus spp*, con cortezas gruesas y resistentes la conífera y con la activación de yemas subterráneas la frondosa. Por consiguiente, las especies de zonas más bajas presentaron una mayor sensibilidad al incendio, lo que se ve claramente reflejado en la baja abundancia de dichas especies. No obstante, las copas de los individuos sobrevivientes de *Pinus pseudostrobus* brindan un ambiente favorable para el establecimiento del sotobosque y para que se presenten las condiciones óptimas en el medio para el establecimiento de regeneración natural, así como las especies plantadas durante la reforestación.

Se considera necesario encaminar investigaciones hacia otras zonas de transición que no se encuentren perturbadas por incendios, así como la respuesta específica de las especies de las zonas de transición que son más severamente afectadas por estos sucesos ecológicos.

diversity index (H'), the community evaluated presented a value of 2.39. These values of richness and diversity are high for the ecosystem under study, given that Alanís *et al.* (2008b) evaluated a forest of *Pinus-Quercus* 10 years after it had suffered a forest fire and recorded a specific richness of 10 species, with D_{Mg} and H' values of 1.72 and 1.60, respectively. However, it should be considered that contrary to the abovementioned work, the present study was carried out in the lower limit of the *Pinus-Quercus* community, in the ecotone between this community and the submountain shrubland, where it is common for typical individuals of both communities to coexist, and therefore, the diversity values to be higher.

CONCLUSIONS

The evaluated ecosystem exhibited high diversity and species richness, according to the estimated indices. This is due to the fact that it is a zone of transition between the pine-oak forest and the submountain shrubland, and has the presence of species of both plant communities. In addition, the study zone is in the process of regeneration, with a commonly greater presence of species during the first phases of the secondary succession. Thus, the study zone exhibited higher diversity than other similar studies made in nearby areas. The higher density of individuals of *Quercus* was due to its capacity to resprout after the occurrence of forest fires, or disturbances associated with the loss of aboveground tissues.

There was high foliage cover despite the fact that the evaluated zone presents a high density of individuals of small size. This fact is explained by the survival of some individuals of *Pinus pseudostrobus*, that allowed coverage of over 100 %, and therefore, the overlapping of crowns. On the other hand, the species of the submountain shrubland community do not have the adaptive advantages of species such as *Pinus pseudostrobus* and *Quercus spp*, with the thick and resistant bark of the conifer and with the activation of underground buds of the oak. Consequently, the species of the lower zones presented more sensitivity to fire, which is clearly reflected in the low abundance of these species. However, the crowns of the surviving individuals of *Pinus pseudostrobus* offer an environment that is favorable for the establishment of the understory and for the existence of optimum conditions for the establishment of natural regeneration, as well as the species planted during reforestation.

It is considered necessary to initiate investigations focused on other transition zones that are not disturbed by fires, as well as the specific response of the species of the transition zones that are most severely affected by these ecological events.

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors would like to thank the Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) for the grant awarded to the first author. We would also like to express our

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), por la beca otorgada al primer autor. Los autores agradecen al Parque Ecológico Chipinque (PECh) por todas las facilidades otorgadas, especialmente a la Lic. Lillian Belle Willcockson, Directora General. A la M.C. Pamela A. Canizales Velázquez y al M.C. Mchich Derak, por las observaciones al escrito, y al Ing. Milton G. Ruiz Bautista e Ing. Raúl Pulido, por su participación en las actividades en campo. Se agradece a dos revisores anónimos por sus comentarios y observaciones que mejoraron considerablemente el texto. CEAM está financiado por la Fundación Bancaja.

thanks to the Parque Ecológico Chipinque (PECh) for all of their support, especially to Lic. Lillian Belle Willcockson, general director. We are grateful to M.C. Pamela A. Canizales Velázquez and M.C. Mchich Derak, for their observations to the text, and to Ing. Milton G. Ruiz Bautista and Ing. Raúl Pulido, for their participation in the field activities. We also thank the two anonymous revisors for their comments and observations which considerably improved the text. CEAM is financed by the Fundación Bancaja.

End of English Version

LITERATURA CITADA

- ALANÍS, E.; JIMÉNEZ, J.; AGUIRRE, O. A.; TREVIÑO, E. J.; JURADO, E.; GONZÁLEZ, M. A. 2008a. Efecto del uso del suelo en la fitodiversidad del matorral espinoso tamaulipeco. *Revista Ciencia UANL* 11(1): 56-62.
- ALANÍS, E.; JIMÉNEZ, J.; ESPINOZA, D.; JURADO, E.; AGUIRRE, O. A.; GONZÁLEZ, M. A. 2008b. Monitoreo del estrato arbóreo en un área restaurada post-incendio en el Parque Ecológico Chipinque. *Revista Chapingo serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 14(2): 113-118.
- ALANÍS, E.; JIMÉNEZ, J.; PANDO, M.; AGUIRRE, O. A.; TREVIÑO, E. J.; CANIZALES, P. A. 2010. Análisis de la diversidad arbórea en áreas restauradas post-incendio en el Parque Ecológico Chipinque, México. *Acta Biológica Colombiana*. En prensa.
- CANIZALES, P. A.; ALANÍS, E.; ARANDA, R.; MATA, J. M.; JIMÉNEZ, J.; ALANÍS, G.; UVALLE, J. I.; RUIZ, M. G. 2009. *Caracterización estructural del matorral submontano de la Sierra Madre Oriental, Nuevo León, México. Revista Chapingo serie Ciencias Forestales y del Ambiente*. 15(2): 115-120.
- FRY, D. L. 2008. Prescribed fire effects on deciduous oak woodland stand structure, northern Diablo Range, California. *Rangeland Ecology & Management* 61(3): 294-301.
- GARCÍA, J.; JURADO, E. 2008. Caracterización del matorral con condiciones prístinas en Linares N. L., México. *Ra Ximhai* 4(1): 1-21.
- GONZÁLEZ, M. A.; SCHWENDENMANN, L.; JIMÉNEZ, J.; HIMMELSBACH, L. 2007. Reconstrucción del historial de incendios y estructura forestal en bosques mixtos de pino encino en la Sierra Madre Oriental. *Maderas y Bosques*. 13(2): 51-63.
- GONZÁLEZ, M. A.; SCHWENDENMANN, L.; JIMÉNEZ, J.; SCHULZ, R. 2008. Forest structure and woody plant species composition along a fire chronosequence in mixed pine-oak forest in the Sierra Madre Oriental, Northeast Mexico. *Forest Ecology and Management* 256: 161-167.
- INEGI. 1986. *Síntesis Geográfica del Estado de Nuevo León*. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática; 1986. 170 p.
- JIMÉNEZ, J.; AGUIRRE, O.; KRAMER, H. 2001. Análisis de la estructura horizontal y vertical en un ecosistema multicohortal de pino-encino en el noreste de México. *Investigaciones Agrarias: Sistemas y Recursos Forestales*. 10(2): 355-366.
- KENNEDY, L. M.; HORN, S. P. 2008. Postfire Vegetation Recovery in Highland Pine Forests of the Dominican Republic. *Biotropical* 40(4): 412-421.
- MAGURRAN, A. 2004. *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Science Ltd. Blackwell Publishing company. Oxford, UK. pp. 106-121.
- MARTÍNEZ, H. C.; RODRÍGUEZ, D. A. 2008. Species diversity after prescribed burns at different intensities and seasons in a high altitude *Pinus hartwegii* forest. *Interciencia* 33(5): 337-344.
- MOSTACEDO B.; FREDERICKSEN, T. S. *Manual de métodos básicos de muestreo y análisis en ecología vegetal*. Santa Cruz, Bolivia: Editora El País; 2000. 87 p.
- RODRÍGUEZ, D. A.; CASTRO, U. B.; ZEPEDA, M.; CARR, R. 2007. First year survival of *Pinus hartwegii* following prescribed burns at different intensities and different seasons in Central Mexico. *International Journal of Wildland Fire* 16(1): 54-62.
- RODRÍGUEZ-TREJO, D. A.; FULÉ, P. 2003. Fire ecology of Mexican pines and a fire management proposal. *International Journal of Wildland Fire* 12(1): 23-37.
- SEMARNAT, 2006. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. *El medio ambiente en México 2005: En resumen, 2006*. Disponible en: URL: <http://www.semarnat.gob.mx>
- SHANNON, C. 1948. *The mathematical theory of communication*. En C. E. Shannon; W. Weaver (Ed). Univ. of Illinois Press; p. 134-154.
- VILCHIS, V.; RODRÍGUEZ, D. A. 2007. Supervivencia y crecimiento en altura de *Pinus hartwegii* a dos años de quemas prescritas e incendios. *Agrociencia* 41(2): 219-230.
- ZAVALA, F. 2001. *Introducción a la ecología de la regeneración natural de encinos*. Universidad Autónoma Chapingo. México. 94 p.