



EFFECTO DE LOS INCENDIOS EN LA ESTRUCTURA DEL SOTOBOSQUE DE UN ECOSISTEMA TEMPLADO

EFFECTS OF FIRES ON THE STRUCTURE OF THE UNDERGROWTH IN A TEMPERATE ECOSYSTEM

Eduardo Alanís Rodríguez¹, Javier Jiménez Pérez¹, Marco A. González Tagle¹, Eduardo J. Treviño Garza¹, Oscar A. Aguirre Calderón¹, José I. Yerena Yamalle¹ y José M. Mata Balderas¹

RESUMEN

El fuego es un factor natural que ejerce una importante influencia sobre la composición vegetal bajo el dosel. Existen escasos estudios que caractericen la estructura y evalúen las consecuencias de la modificación que resulta de los incendios en el sotobosque dentro de los ecosistemas mixtos del noreste de México. El objetivo de la presente investigación fue analizar la densidad, la cobertura de copa, la riqueza, la diversidad α y la β de este estrato en zonas con distintos estados sucesionales en un bosque de pino-encino en el noreste del país. Se seleccionaron tres áreas; dos según el año en el que sucedió el disturbio y otra como referencia: 1 (2006), 2 (1998) y 3 (bosque maduro, testigo). Y en 2009 se establecieron 40 sitios de muestreo de 1 m² en cada sitio; los resultados indican que la cobertura de copa ($F= 7.593$, $P= 0.001$), la riqueza específica ($F= 2.818$, $P= 0.064$) y la diversidad ($F= 2.516$, $P= 0.085$) de la vegetación evaluada es significativamente mayor en las primeras etapas de la sucesión y disminuye conforme transcurre el tiempo. Existe igualdad estadística en la densidad ($F= 0.653$, $P= 0.522$); además los distintos estadios muestran importantes diferencias respecto a la composición (diversidad β), ya que en todos los casos hubo menos de 50 % de similitud.

Palabras clave: Diversidad β , índice de Shannon - Wiener, noreste de México, *Pinus - Quercus*, riqueza, valor de importancia.

ABSTRACT

Fire is a natural factor that exerts a significant influence on the composition of the vegetation that grows under the canopy. There are few studies characterizing the structure and assessing the consequences of the modification in the undergrowth as a consequence of fires in the mixed ecosystems of northeast Mexico. The purpose of this research was to analyze the density, canopy coverage, wealth, and α and β diversity of this stratum in areas with different succession stages in a pine-holm oak forest in the northeast of the country. Three areas were selected; two, according to the year in which the disturbance occurred, and third one, by way of reference: 1 (2006), 2 (1998) and 3 (mature forest, control). And in 2009, forty 1 m² sampling sites were established in each location; the results show that the canopy coverage ($F= 7.593$, $P= 0.001$), the specific wealth ($F= 2.818$, $P= 0.064$) and diversity ($F= 2.516$, $P= 0.085$) of the assessed vegetation are significantly larger in the first stages of the succession and that they decrease with time; there is a statistical equality regarding their density; furthermore, the different stages show significant differences in the composition (β diversity), since in every case there was less than 50% similarity.

Key words: β diversity, Shannon - Wiener index, northeast Mexico, *Pinus - Quercus*, richness, importance value.

Fecha de recepción/date of receipt: 2 de noviembre de 2011; Fecha de aceptación/date of acceptance: 22 de enero de 2013.

¹ Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León. alanis_ eduardo@yahoo.com.mx

INTRODUCCIÓN

Los incendios forestales juegan un papel fundamental en la estructura y dinámica de los bosques de *Pinus-Quercus* de la Sierra Madre Oriental (González *et al.*, 2008; Jiménez y Alanís, 2011); en las últimas décadas su frecuencia se ha incrementado en forma considerable (González *et al.*, 2007), lo que causa cambios en la composición, diversidad y estructura de la vegetación, ya que son ecosistemas que históricamente evolucionaron en un ambiente con baja incidencia de estos fenómenos (Alanís *et al.*, 2010). En México, esas conflagraciones son la tercera causa de pérdida de vegetación natural, solo por debajo de la tala ilegal y el cambio de uso del suelo (Semarnat, 2006), aunque en algunas asociaciones vegetales el fuego es un elemento fundamental para su función, si su presencia es inducida o aumenta su incidencia se puede afectar a otras cubiertas vegetales (González *et al.*, 2008).

Los efectos pueden ser destructivos o regenerativos, en función de las características mismas del fenómeno (periodicidad, intensidad y extensión) y de las características de la comunidad vegetal (Núñez *et al.*, 2008). Existen estudios en los que se analizan las modificaciones en el estrato arbóreo después del siniestro, como los de González *et al.* (2007), González *et al.* (2008), Alanís *et al.* (2008) y Alanís *et al.* (2011), pero son pocos aquéllos que consideran los efectos en estratos bajo el dosel (Espinoza *et al.*, 2008; Martínez y Rodríguez, 2008; Canizales *et al.*, 2011).

En la presente investigación se evaluaron los cambios en la sucesión del sotobosque en un bosque mixto de *Pinus-Quercus* en el noreste de México y su objetivo fue determinar los principales patrones de cambio después de acontecer un incendio forestal, para ello se consideraron las variables: riqueza, diversidad α y β , cobertura de copa y composición de especies vegetales.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

La investigación se realizó en el Parque Ecológico Chipinque (Figura 1), que forma parte del área natural protegida "Parque Nacional Cumbres de Monterrey", cuya extensión es de 1 815 ha, y se distribuye en los municipios San Pedro Garza García y Monterrey (noreste de México). El clima es semiseco, con una temperatura media anual de 21.3 °C y lluvias marcadas en verano que varían entre 300 y 600 mm anuales (INEGI, 1986). El estrato arbóreo se conforma por un bosque mixto de *Pinus* y *Quercus*, constituido por: *Pinus pseudostrabus* Lindl., *Pinus teocote* Schltdl. et Cham., *Quercus rysophylla* Weath., *Quercus laeta* Liebm., *Quercus polymorpha* Schltdl. et Cham., *Quercus laceyi* Small y *Quercus canbyi* Trel. (Jiménez *et al.*, 2001; Alanís *et al.*, 2008).

INTRODUCTION

Forest fires play a crucial role in the structure and dynamics of the *Pinus - Quercus* forests of Sierra Madre Oriental (González *et al.*, 2008; Jiménez and Alanís, 2011); their frequency has increased considerably in the last decades (González *et al.*, 2007), causing changes in the composition, diversity and structure of the vegetation, as these forests are ecosystems that evolved historically in an atmosphere with a low incidence of fires (Alanís *et al.*, 2010). In Mexico, fires are the third cause of natural vegetation loss, surpassed only by illegal logging and the change of use of the soil (Semarnat, 2006) and although they are a crucial element for the function of certain types of vegetation, when their presence is induced, an increase in their incidence may affect other vegetation covers (González *et al.*, 2008).

The effects of fires may be destructive or regenerative, according to their characteristics (periodicity, intensity and extension) and according to the characteristics of the vegetation community (Núñez *et al.*, 2008). Studies have been made to analyze the modifications in the vegetation of the tree stratum after the disaster, including those by González *et al.* (2007), González *et al.* (2008), Alanís *et al.* (2008) and Alanís *et al.* (2011); but only a few take into account the effects on the undergrowth (Espinoza *et al.*, 2008; Martínez y Rodríguez, 2008; Canizales *et al.*, 2011).

This research assessed the changes in the succession of the undergrowth in a mixed *Pinus - Quercus* forest in northeast Mexico, and its purpose was to determine the main patterns of change after a forest fire, for which the following variables were considered: wealth, α and β diversity, canopy coverage and composition of the vegetation species.

MATERIALS AND METHODS

Study area

The research was carried out at the Chipinque Ecological Park (Figure 1), which is part of the natural reserve known as the Cumbres de Monterrey National Park, with an extension of 1 815 has and distributed between the municipalities of San Pedro Garza García and Monterrey (northeast Mexico). The climate is semi-dry, with an annual mean temperature of 21.3 °C and marked summer rains ranging between 300 and 600 mm per year (INEGI, 1986). The vegetation of the tree stratum characterizes a mixed forest constituted by *Pinus* and *Quercus*, notably *Pinus pseudostrabus* Lindl., *Pinus teocote* Schltdl. et Cham., *Quercus rysophylla* Weath., *Quercus laeta* Liebm., *Quercus polymorpha* Schltdl. et Cham., *Quercus laceyi* Small and *Quercus canbyi* Trel. (Jiménez *et al.*, 2001; Alanís *et al.*, 2008).

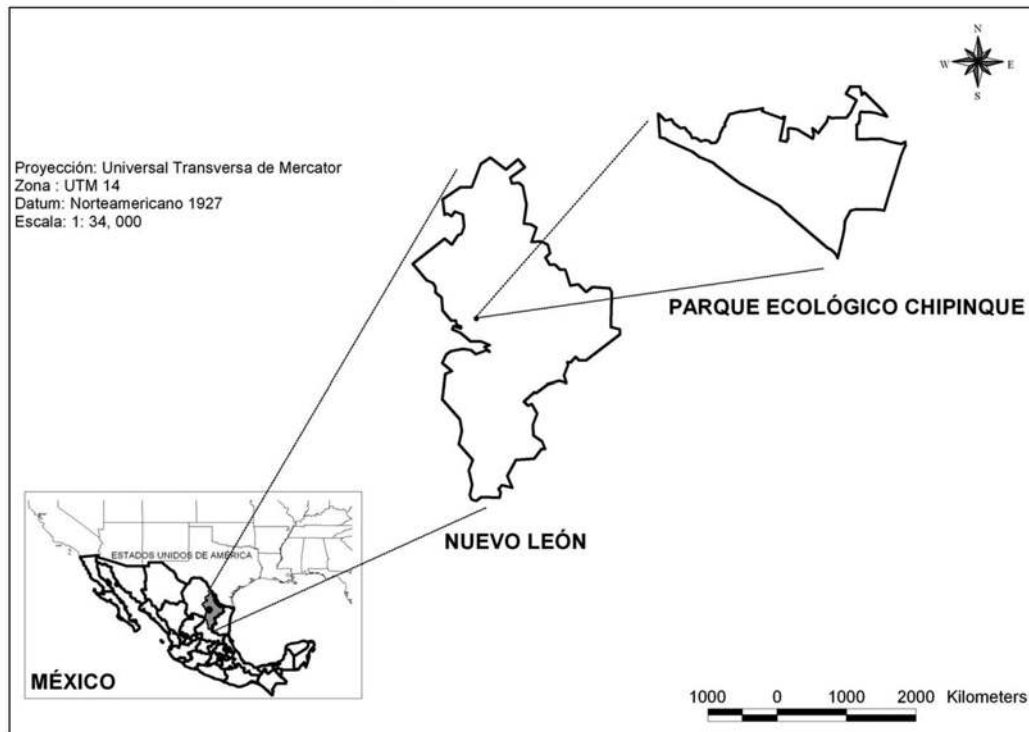


Figura 1. Localización del Parque Ecológico Chipinque.
Figure 1. Location of the *Chipinque* Ecological Park.

Evaluación de la vegetación

En abril de 2009 (después de las primeras lluvias) se eligieron tres zonas de bosque, con similitud en las características geográficas (Cuadro 1), composición de especies vegetales previa al siniestro y suelo tipo Litosol, las cuales se localizan en la parte media de la Sierra Madre Oriental y para su delimitación se tomó en cuenta la fecha en la que sucedió el incendio: 1) 2006, 2) 1998 y 3) vegetación madura de pino-encino (referencia), cuyo último registro data de 1940; de esta forma, se conformaron sitios con regeneración de tres, 11 y 69 años, respectivamente. La magnitud del disturbio se clasificó según su duración y el porcentaje afectado en la parte aérea de los elementos vegetales: el acontecido en 2006 fue de severidad media, duró dos días y dañó 50 %, el estrato arbóreo resultó perjudicado, pero no causó su muerte; el de 1998 fue de severidad alta, ocurrió durante seis días e incidió en 100 %, por lo que las coníferas sufrieron efectos letales y únicamente sobrevivió el sistema radical de los taxa caracterizados por su madera madura (Miranda, 2004, Alanís *et al.*, 2010).

Assessment of the vegetation

In April, 2009 (after the first rains), three areas of the forest with similar geographical characteristics (Table 1), a similar composition of the vegetation species before the fire occurred, and lithosol soil type were selected. These areas are located in the middle part of Sierra Madre Oriental, and they were delimited according to the date in which the fires occurred: 1) 2006, 2) 1998 and 3) Mature pine-holm oak vegetation (reference), where, according to the records, the most recent fire occurred in 1940. Thus, sites with 3, 11 and 69 years of regeneration, respectively, were established. The magnitude of the disturbance was classified according to its duration and to the percentage of the affected aerial part of the elements of the vegetation: the fire that took place in 2006 was of medium severity, lasted two days and damaged 50 %; the tree stratum was damaged, but the fire did not cause its death. The 1998 fire was highly severe; it lasted six days and affected 100 %; therefore, the conifers suffered lethal effects, and only the radical system of the taxa characterized by their mature wood survived (Miranda, 2004, Alanís *et al.*, 2010).



Cuadro 1. Características generales de las tres áreas evaluadas.
Table 1. General characteristics of the three assessed areas.

	Incendio 2006	Incendio 1998	Referencia
Latitud (N)	25°36'10''	25°35'59''	25°36'23''
Longitud (O)	100°20'57''	100°20'41''	100°21'19''
Exposición	60° NE	35° NE	40° NE
Altitud (m)	1 260	1 320	1 330
Pendiente (°)	36°	36°	34°

En cada área se establecieron 40 sitios de muestreo de 1 m² (Canizales *et al.*, 2011), con una equidistancia de 10 m entre ellos para sumar un total del 20 parcelas; en los que se inventariaron las especies vegetales del sotobosque y se midió la cobertura de copa para estimar la dominancia; de manera adicional se realizó una colecta botánica representativa de los taxa y los ejemplares fueron identificados por personal del herbario de la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad Autónoma de Nuevo León.

Análisis de la información

A partir de los datos fitosociológicos y dasométricos se calculó para cada especie: la abundancia (de acuerdo con el número de individuos), su dominancia (en función de la cobertura de copa) y su frecuencia (con base en su presencia); los resultados permitieron obtener un valor ponderado a nivel taxón denominado Índice de Valor de Importancia (IVI), que se refleja en números porcentuales dentro de una escala de 0 a 100 (Mueller-Dombois y Ellenberg, 1974, Magurran, 2004).

Para calcular la abundancia relativa se utilizaron las siguientes fórmulas:

$$A_i = \frac{N_i}{S} \quad (1)$$

$$AR_i = \left(\frac{A_i}{\sum A_i} \right) * 100 \quad (2)$$

$i = 1 \dots n$

Donde:

AR_i = Abundancia relativa de la especie i respecto a la abundancia total
 A_i = Abundancia absoluta
 N_i = Número de individuos de la especie i
 S = Superficie de muestreo (ha)

In each area, forty 1 m² sampling sites were established (Canizales *et al.*, 2011), with a spacing of 10 m and comprising a total of 120 plots, in which undergrowth vegetation species were inventoried and the canopy coverage was measured with the purpose of estimating the dominance. Furthermore, a representative botanical collection of the species was gathered and the specimens were identified by staff members of the herbarium of the *Facultad de Ciencias Forestales* of the *Universidad Autónoma de Nuevo León*.

Information analysis

Based on the phytosociological and dasometric data, the following variables were calculated for each registered species: abundance (in terms of the number of individuals); dominance (in terms of canopy coverage) and frequency (based on their occurrence). The results made it possible to obtain a weighted value at taxon level known as Importance Value Index (IVI), which is reflected as percentages in a scale of 0 to 100 (Mueller-Dombois and Ellenberg, 1974, Magurran, 2004).

In order to calculate the relative abundance, the following formulas were utilized:

$$A_i = \frac{N_i}{S} \quad (1)$$

$$AR_i = \left(\frac{A_i}{\sum A_i} \right) * 100 \quad (2)$$

$i = 1 \dots n$

Where:

RA_i = Relative abundance of species i with respect to the total abundance
 A_i = Absolute abundance
 N_i = Number of individuals of species i
 S = Sampling surface (ha)



La dominancia relativa se estimó con:

$$D_i = \frac{Ab_i}{S} \quad (3)$$

$$DR_i = \left(\frac{D_i}{\sum D_i} \right) * 100 \quad (4)$$

$i = 1 \dots n$

Donde:

DR_i = Dominancia relativa de la especie i respecto a la dominancia total

D_i = Dominancia absoluta

Ab_i = Área de copa de la especie i

S = Superficie (ha)

La frecuencia relativa se calculó con las siguientes ecuaciones:

$$F_i = \frac{P_i}{NS} \quad (5)$$

$$FR_i = \left(\frac{F_i}{\sum F_i} \right) * 100 \quad (6)$$

$i = 1 \dots n$

Donde:

FR_i = Frecuencia relativa de la especie i respecto a la frecuencia total

F_i = Frecuencia absoluta

P_i = Número de sitios en la que está presente la especie i

NS = Número total de sitios de muestreo.

El índice de valor de importancia (IVI) se define como:

$$IVI = \frac{AR_i + DR_i + FR_i}{3} \quad (7)$$

Para estimar la diversidad α se utilizaron dos índices: el de Margalef (D_{Mg}), que se basa en la cuantificación del número de especies presentes (riqueza específica) y el de Shannon-Wiener (H') (1948), que considera la estructura de la comunidad; es decir, la distribución proporcional de la abundancia relativa de cada especie. Las fórmulas empleadas se anotan a continuación (Moreno, 2001):

$$D_{Mg} = \frac{(S - 1)}{\ln(N)} \quad (8)$$

The relative dominance was calculated using the following equation:

$$D_i = \frac{Ab_i}{S} \quad (3)$$

$$DR_i = \left(\frac{D_i}{\sum D_i} \right) * 100 \quad (4)$$

$i = 1 \dots n$

Where:

RD_i = Relative dominance of species i with respect to total dominance

D_i = Absolute dominance

CA_i = Crown area of species i

S = Surface (ha)

The relative frequency was calculated using the following equations:

$$F_i = \frac{P_i}{NS} \quad (5)$$

$$FR_i = \left(\frac{F_i}{\sum F_i} \right) * 100 \quad (6)$$

$i = 1 \dots n$

Where:

RF_i = Relative frequency of species i with respect to the total frequency

F_i = Absolute frequency

P_i = Number of sites where species i occurs

NS = Total number of sampling sites.

The importance value index (IVI) is defined as:

$$IVI = \frac{AR_i + DR_i + FR_i}{3} \quad (7)$$

Two indices were utilized in order to estimate the α diversity: the Margalef index (D_{Mg}), based on the quantification of the number of occurring species (specific wealth) and the Shannon-Wiener index (H'), (1948), which considers the structure of the community; i.e. the proportional distribution of the relative abundance of each species. In order to make these calculations, the following formulas were used: (Moreno, 2001):

$$D_{Mg} = \frac{(S - 1)}{\ln(N)} \quad (8)$$

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i * \ln(p_i) \quad (9)$$

$$p_i = n_i / N \quad (10)$$

Donde:

S = Número de especies presentes

N = Número total de individuos

n_i = Número de individuos de la especie i

\ln = Logaritmo natural

La relación de la composición florística (diversidad β) entre las tres áreas evaluadas se exploró mediante un análisis de ordenación Bray-Curtis (1957). Los resultados se presentan mediante un dendrograma que muestra la similitud y disimilitud entre ellas; el análisis se hizo con el paquete computacional *BioDiversity Professional Versión 2* (McAleece *et al.*, 1997).

Para determinar si hay diferencia significativa en las variables de riqueza (índice de Margalef), diversidad (índice de Shannon - Wiener), cobertura de copa ($m^2 ha^{-1}$) y abundancia (individuos ha^{-1}) entre las tres áreas definidas, se llevó a cabo un análisis de varianza ANOVA de un factor con probabilidad $P < 0.05$ y $0.05 < P < 0.1$, y cuando las hubo se efectuaron comparaciones múltiples con la prueba de Tukey, en el paquete estadístico SPSS Versión 15.0 (SPSS Inc., Chicago, IL, USA).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se identificaron 23 familias, 33 géneros y 43 especies, de estas últimas, 11 se recolectaron en las tres zonas (Cuadro 2). Las familias más abundantes fueron Asteraceae (nueve especies), Anacardiaceae y Rubiaceae (ambas con tres); en cuanto a los géneros sobresalieron *Verbesina* (tres taxa) y *Brickellia*, *Galium*, *Rhus* y *Smilax* (dos taxa).



$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i * \ln(p_i) \quad (9)$$

$$p_i = n_i / N \quad (10)$$

Where:

S = Number of occurring species

N = Total number of individuals

n_i = Number of individuals of species i

\ln = Natural logarithm

The relationship between the three assessed areas in terms of the floral composition (β diversity) was explored through a Bray - Curtis ordination analysis (1957). Results are presented in the form of a dendrogram showing the similarity and dissimilarity between them; the analysis was performed using the *BioDiversity Professional Version 2* software package (McAleece *et al.*, 1997).

In order to determine whether there are significant differences in the variables of wealth (Margalef index), diversity (Shannon - Wiener index), canopy coverage ($m^2 ha^{-1}$), and abundance (individuals ha^{-1}) between the three defined areas, an ANOVA variance analysis of one factor with a P (probability) of < 0.05 and $0.05 < P < 0.1$ was carried out, and when differences were found, multiple comparisons were made with the Tukey test using the SSPSS statistical package 15.0 Version.

RESULTS AND DISCUSSION

23 families, 33 genera and 43 species were registered. 11 of the latter were identified in the three areas (Table 2). The most abundant families were Asteraceae (nine species) and Anacardiaceae y Rubiceae (both with three species); the best represented genera were *Verbesina* (three taxa) and *Brickellia*, *Galium*, *Rhus* and *Smilax* (two taxa).

Importance Value Index

This index is best balanced in Area 1, where a fire occurred recently (in 2006), because the damage caused to the canopy by the flames increases the direct solar radiation and reduces the aerial competition of the undergrowth; there is more availability of nutrients from the ashes, which generates favorable conditions in the soil for the germination of the seed bank (Espinoza *et al.*, 2008) (Table 2). The most representative plants turned out to be two shrubs: *Malvastrum* sp. (IVI = 13.62 %) and *Litsea pringlei* Bartlett (IVI = 8.10 %), and a woody climber: *Smilax bona-nox* L. (IVI = 6.90 %). The most dominant species in Area 2, affected by fire 11 years ago (1998), were *Verbesina* sp. (17.04 % IVI), *Vitis cinerea* (Engelm.) Engelm. ex Millard (15.98 % IVI) and *S. bona-nox*

Cuadro 2. Parámetros obtenidos de las especies del sotobosque en las tres zonas evaluadas.
 Table 2. Parameters obtained from the undergrowth species in the three assessed areas.

Especies	Área 1 (incendio en 2006)				Área 2 (incendio en 1998)				Área 3 (incendio en 1940)			
	A_r	D_r	F_r	MI	A_r	D_r	F_r	MI	A_r	D_r	F_r	MI
<i>Amaranthus blitoides</i> S. Watson	0.24	0.02	0.48	0.25	0.00	0.00	0.00	0.00	0.77	0.22	0.56	0.52
<i>Arcis canadiensis mexicana</i> Rose	3.77	0.66	3.86	2.77	4.07	6.30	4.98	5.12	7.69	9.23	7.91	8.28
<i>Rhus aromatica</i> Ait	2.12	1.96	2.90	2.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Brassica campestris</i> L.	2.12	0.48	2.42	1.67	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Brickellia veronicifolia</i> (Kunth) A. Gray	0.94	0.64	0.97	0.85	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Brickellia</i> sp.	6.13	2.59	6.28	5.00	9.92	1.79	9.45	7.06	3.33	1.00	5.65	3.33
<i>Carlwrightia parvifolia</i> Brandegees	1.18	1.67	1.45	1.43	0.00	0.00	0.00	0.00	0.26	0.02	0.56	0.28
<i>Cheilanthes microphylla</i> (Sw.) Sw.	0.47	0.17	0.97	0.54	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Croton cortesianus</i> Kunth	0.71	1.94	0.97	1.20	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Galium oresbium</i> Greenm.	0.24	0.27	0.48	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Galium uncinatum</i> DC., E.E.	0.24	0.64	0.48	0.45	0.51	1.34	1.00	0.95	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Gnaphalium canescens</i> DC.	1.18	0.13	1.45	0.92	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Decatropis bicolor</i> (Zucc.) Radlk.	3.30	3.28	3.38	3.32	0.00	0.00	0.00	0.00	1.28	0.82	1.69	1.27
<i>Hedeoma</i> sp.	1.89	5.58	2.42	3.29	0.00	0.00	0.00	0.00	0.51	0.03	0.56	0.37
<i>Hedyotis nigricans nigricans</i> (Lam.) Fosberg	4.25	3.09	2.42	3.25	4.58	2.58	4.98	4.05	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Litsea pringlei</i> Bartlett	5.90	12.63	5.80	8.11	0.00	0.00	0.00	0.00	0.26	0.02	0.56	0.28
<i>Malvastrum</i> sp.	18.16	9.67	13.04	13.62	0.76	0.17	1.00	0.64	5.64	0.62	7.34	4.54
<i>Matelea reticulata</i> (Engelm. ex A. Gray) Woods.	0.24	0.16	0.48	0.29	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Packeria tampicana</i> (DC.) C. Jeffrey	0.00	0.00	0.00	0.00	1.02	0.73	1.99	1.25	1.28	0.65	1.13	1.02
<i>Panicum</i> sp.	1.65	0.70	1.93	1.43	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Parthenocissus quinquefolia</i> (L.) Planch.	2.36	0.42	2.42	1.73	7.38	3.50	6.47	5.78	17.44	8.66	12.43	12.84
<i>Phanerophlebia umbonata</i> Underw.	2.12	2.65	2.42	2.40	0.25	0.67	0.50	0.47	0.77	1.09	1.69	1.18
<i>Piper auritum</i> Kunth	0.71	0.79	0.48	0.66	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Prunus serotina serotina</i> Ehrh.	0.47	0.13	0.97	0.52	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Pteridium aquilinum</i> (L.) Kuhn	0.24	0.59	0.48	0.44	2.29	9.21	3.98	5.16	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Ranunculus petiolaris</i> Kunth	0.47	0.14	0.48	0.37	7.12	5.18	7.46	6.59	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Rhus</i> sp. (1)	4.25	1.09	2.90	2.74	0.25	0.06	0.50	0.27	23.08	9.97	16.38	16.48
<i>Rhus</i> sp. (2)	4.48	7.34	4.83	5.55	7.38	6.80	5.47	6.55	3.08	10.53	2.26	5.29
<i>Rubus idaeus</i> L.	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.77	0.63	1.69	1.03
<i>Smilax bona-nax</i> L.	5.42	8.52	6.76	6.90	11.96	8.32	12.94	11.07	5.64	9.19	9.04	7.96
<i>Smilax aristolochifolia</i> Mill.	3.07	10.38	3.38	5.61	3.56	2.78	4.98	3.77	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Tradescantia crassifolia</i> Cav.	1.65	0.29	2.90	1.61	0.00	0.00	0.00	0.00	0.51	0.09	0.56	0.39
<i>Verbesina</i> sp. (1)	6.60	4.65	4.35	5.20	21.37	17.80	11.94	17.04	6.92	10.63	7.34	8.30
<i>Verbesina</i> sp. (2)	0.47	0.53	0.97	0.66	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Verbesina olsenii</i> B.L. Turner	0.47	0.14	0.97	0.53	1.27	0.90	2.49	1.55	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Viguiera</i> sp.	0.00	0.00	0.00	0.00	0.25	0.15	0.50	0.30	2.56	2.15	1.69	2.14
<i>Vitis cinerea</i> Engelm.	1.18	6.09	2.42	3.23	8.65	29.34	9.95	15.98	5.64	21.60	7.34	11.53
<i>Zephyranthes longifolia</i> Hemsl.	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.79	0.15	1.69	1.21
<i>Zinnia peruviana</i> L.	1.89	1.13	2.42	1.81	1.78	0.59	2.49	1.62	0.00	0.00	0.00	0.00
Sin identificar (1)	0.94	0.69	1.93	1.19	4.07	1.58	5.47	3.71	0.77	0.43	1.13	0.78
Sin identificar (2)	0.94	0.41	0.48	0.61	1.53	0.20	1.49	1.07	0.26	0.20	0.56	0.34
Sin identificar (3)	6.13	6.19	5.31	5.88	0.00	0.00	0.00	0.00	5.90	10.29	5.08	7.09
Sin identificar (4)	1.42	1.55	0.97	1.31	0.00	0.00	0.00	0.00	3.85	1.80	5.08	3.58
Total	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100

A_r = Abundancia relativa; D_r = Dominancia relativa; F_r = Frecuencia relativa; MI = Índice de Valor de Importancia.

Especies = Species; Área = Area; A_r =Relative Abundance; D_r =Relative Dominance; F_r = Relative Frequency; MI =Importance Value Index.

Índice de Valor de Importancia

Está mejor balanceado en zona 1, recientemente incendiada (2006), debido a que la afectación del dosel por las llamas aumenta la radiación solar directa y abate la competencia aérea en el sotobosque; hay mayor disponibilidad de nutrientes procedentes de las cenizas, lo que genera condiciones favorables en el suelo para la germinación del banco de semillas (Espinoza et al., 2008) (Cuadro 2). Las plantas más representativas resultaron ser dos arbustivas: *Malvastrum* sp. (IVI = 13.62 %) y *Litsea pringlei* Bartlett (IVI = 8.10 %); y una leñosa trepadora: *Smilax bona-nox* L. (IVI = 6.90 %). En la zona 2, afectada por el fuego hace 11 años (1998) destacaron *Verbesina* sp. (17.04 % de IVI), *Vitis cinerea* (Engelm.) Engelm. ex Millard (IVI de 15.98 %) y *S. bona-nox* (IVI de 11.07 %). En el bosque maduro (referencia), el mayor peso ecológico lo tuvieron *Rhus* sp. (IVI=16.48 %), *Parthenocissus quinquefolia* (L.) Planch. (IVI=12.84 %) y *V. cinerea* (IVI=11.53 %); especies que utilizan mecanismos y adaptaciones especiales que les permiten ascender a los árboles y alcanzar las zonas más iluminadas para desarrollarse y reproducirse; no son parásitas, puesto que su raíz está anclada al suelo y producen su propio alimento (Lahitte y Hurrell, 2000). En este sitio, al igual que en el 2 los taxa registraron proporciones muy distintas: pocas especies con mucha representación y una gran cantidad con menor frecuencia.

Densidad y cobertura de copa

No se tuvieron diferencias significativas ($F= 0.653, P= 0.522$) en las tres áreas evaluadas; los valores oscilaron entre $97\ 500 \pm 36\ 497\ N\ ha^{-1}$ y $106\ 000 \pm 41\ 805\ N\ ha^{-1}$ (Cuadro 3), sin embargo, entre ellas sí existieron ($F= 7.593, P= 0.001$). La zona 3 fue similar a la 2 y distinta a la 1: $6\ 446 \pm 3\ 339\ m^2\ ha^{-1}$ (1) y $3\ 921 \pm 2\ 449\ m^2\ ha^{-1}$ (2); en la Figura 2 se muestra que durante el inicio de la sucesión hay mayor cobertura de copa y disminuye conforme esta avanza.

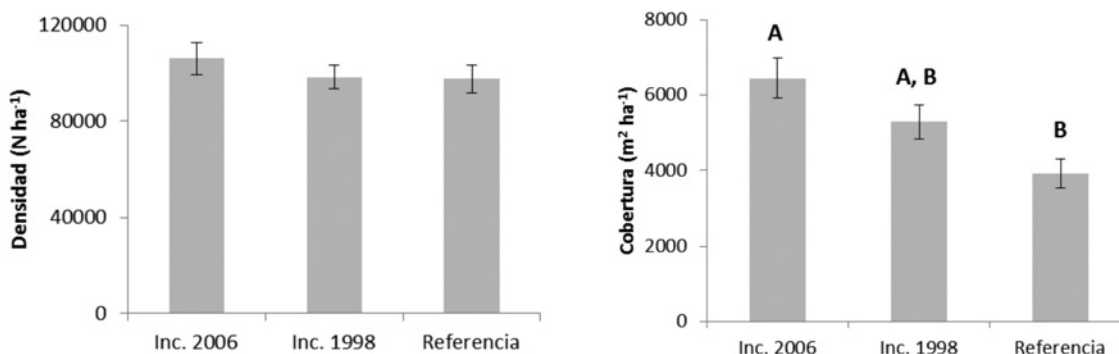
(11.07 % IVI). The species with the largest ecological weight in the mature forest (reference) were *Rhus* sp. (16.48 % IVI), *Parthenocissus quinquefolia* (L.) Planch. (12.84 % IVI) and *V. cinerea* (11.53 % IVI); these species utilize special mechanisms and adaptations that allow them to climb up the trees and reach the areas with the best light in order to develop and reproduce; they are not parasites, since their root is anchored to the soil and they produce their own nourishment (Lahitte and Hurrell, 2000). In this location, as in Area 2, the taxa displayed very different proportions: few species with much representativity and a large quantity with a lower frequency.

Density and canopy coverage

There were no significant differences ($F= 0.653, P= 0.522$) within the three assessed areas; the values ranged from $97\ 500 \pm 36\ 497\ N\ ha^{-1}$ to $106\ 000 \pm 41\ 805\ N\ ha^{-1}$ (Table 3). However, there were significant differences between the areas ($F= 7.593, P= 0.001$). Area 3 had similar values to those of Area 2 and different from those of Area 1: $6\ 446 \pm 3\ 339\ m^2\ ha^{-1}$ (1) and $3\ 921 \pm 2\ 449\ m^2\ ha^{-1}$ (2); Figure 2 shows how at the beginning of the succession process the canopy coverage is larger and it diminishes as the succession advances.

Wealth and α diversity

The specific wealth of Area 1 ($S = 39$) was higher than in Area 2 ($S = 21$) and in Area 3 ($S = 24$), a fact which is related to the rapid recovery of the undergrowth in open spaces; this agrees with the data recorded by Verzino et al. (2005), Núñez et al. (2008), and Peterson and Reich (2008); the baseline Margalef index (D_{Mg}) for wealth in Area 1 was 1.82 ± 0.53 , decreasing as the succession stages advance; thus, in Area 2 it turned out to be 1.77 ± 0.48 , and in Area 3, it was 1.55 ± 0.56 (Figure 3). According to the variance analysis, there were significant differences between the succession phases ($F= 2.818, P= 0.064$). The



Letras diferentes indican diferencias significativas (mayúsculas $P < 0.05$).

Referencia = Reference; Cobertura (m² ha⁻¹) = Coverage (m² ha⁻¹) Referencia = Reference. Different letters indicate significant differences (capitals $P < 0.05$).

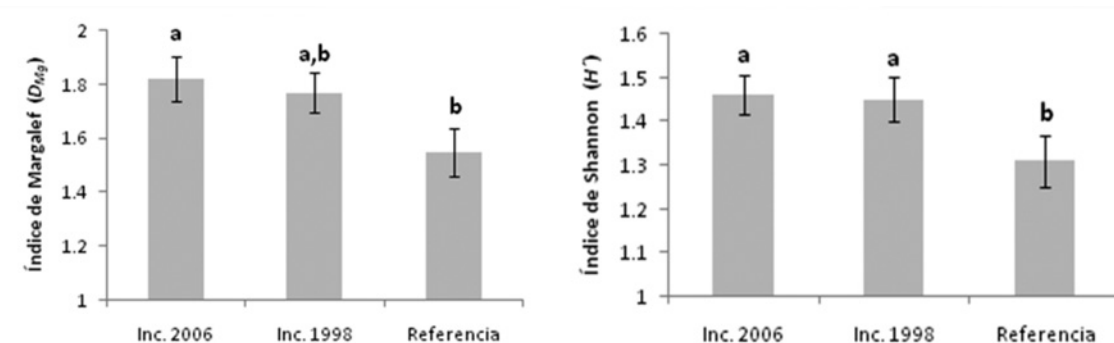
Figura 2. Densidad (N ha⁻¹) y cobertura de copa (m² ha⁻¹) (media y error típico) de las tres zonas evaluadas.

Figure 2. Density (N ha⁻¹) and canopy coverage (m² ha⁻¹) (mean and typical error) of the three assessed areas.

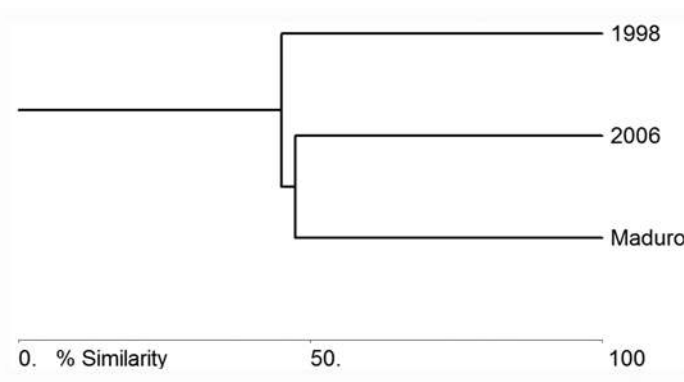
Riqueza y diversidad α

La riqueza específica del área 1 ($S = 39$) fue mayor que en la 2 ($S = 21$) y la 3 ($S = 24$), lo cual se relaciona con la rápida recuperación del sotobosque en espacios abiertos; esto concuerda con lo consignado por Verzino *et al.* (2005), Núñez *et al.* (2008) y Peterson y Reich (2008); el índice de riqueza de Margalef (D_{Mg}) para la zona 1 fue 1.82 ± 0.53 y disminuye conforme los estadios sucesionales son más avanzados; así, para la 2 resultó 1.77 ± 0.48 y en la 3, 1.55 ± 0.56 (Figura 3). De acuerdo con el análisis de varianza existieron diferencias significativas entre las fases de la sucesión ($F = 2.818$, $P = 0.064$). Respecto al índice de diversidad de Shannon-Wiener (H') evidenció que las localidades con presencia de incendios recientes (1 y 2) tienen valores más altos (1.47 ± 0.28 y 1.46 ± 0.32 , respectivamente), en comparación con el sitio de referencia (en la 3 disminuye a 1.32 ± 0.37). El análisis de varianza indica que hay variaciones importantes en la diversidad del estrato estudiado en las distintas fases de la sucesión, por lo que la parcela 3 fue distinta ($F = 2.516$, $P = 0.085$).

Shannon-Wiener index (H') for diversity showed that the areas with recent forest fires (1 and 2) have higher values (1.47 ± 0.28 and 1.46 ± 0.32 , respectively) than the reference area (in Area 3 it drops to 1.32 ± 0.37). The variance analysis indicates that there are important variations in the diversity of the studied stratum in the various succession phases, and therefore Plot 3 had different values ($F = 2.516$, $P = 0.085$).



Letras diferentes indican diferencias significativas ($0.05 < P < 0.1$). Índice de Margalef (D_{Mg}) = Margalef index (D_{Mg}); Índice de Shannon (H') = Shannon Index (H'); Referencia = Reference; Referencia = Reference. Different letters indicate significant differences ($0.05 < P < 0.1$).
 Figura 3. Índice de Margalef (D_{Mg}), e Índice de Shannon - Wiener (H') (media y error típico) de las tres áreas evaluadas.
 Figure 3. Margalef index (D_{Mg}), and Shannon - Wiener index (H') (mean and typical error) of the three assessed areas.



Maduro = Mature
 Figura 4. Dendrograma de composición florística (diversidad β) entre las tres zonas evaluadas.
 Figure 4. Dendrogram comparing the floral composition (β diversity) of the three assessed areas.

Diversidad β

Hubo notables diferencias en la composición de especies para cada estadio sucesional y se identificaron taxa únicos en cada localidad; de acuerdo con el dendrograma de Bray - Curtis (Figura 4) las áreas tienen similitud de media a baja (siempre menores a 50 %) y las que presentaron menor variación fueron la 3 y la 1 (47 %), seguida por 1 y 2 (45 %) y finalmente, 2 y 3 (40 %).

CONCLUSIONES

La cobertura de copa, la riqueza específica y la diversidad de la vegetación del sotobosque es significativamente mayor en las primeras fases de la sucesión en áreas que fueron afectadas por incendios y estos parámetros disminuyen conforme transcurre el tiempo. Existe igualdad estadística respecto a la densidad de la vegetación en los tres estadios evaluados y entre ellos existen diferencias importantes en la composición de la vegetación (diversidad β), ya que en todos los casos se presentó una similitud menor a 50 %.

AGRADECIMIENTOS

La investigación fue financiada por el proyecto CONAFOR-2006-41836 "Evaluación de los procesos de desertificación y alternativas para su reversión en áreas con diferente uso del suelo en el Estado de Nuevo León". Los autores agradecen a la Lic. Lillian Belle Willcockson Directora del Parque Ecológico Chipinque por todas las facilidades otorgadas y al M.C. Erik Iván Meléndez por el apoyo en las actividades de campo.

REFERENCIAS

- Alanís, E., J. Jiménez, D. Espinoza, E. Jurado, O. A. Aguirre y M. A. González. 2008. Evaluación del estrato arbóreo en un área restaurada post - incendio en el Parque Ecológico Chipinque, México. *Revista Chapingo Serie: Ciencias Forestales y del Ambiente* 14(2): 113-118.
- Alanís, E., J. Jiménez, M. Pando, O. A. Aguirre, E. J. Treviño y P. C. García. 2010. Efecto de la restauración ecológica post - incendio en la diversidad y estructura del componente arbóreo del Parque Ecológico Chipinque, México. *Revista Madera y Bosques* 16(4): 39-54.
- Alanís, E., J. Jiménez, A. Valdecantos, M. Pando, O. A. Aguirre y E. J. Treviño. 2011. Caracterización de regeneración leñosa post - incendio de un ecosistema templado del Parque Ecológico Chipinque, México. *Revista Chapingo Serie: Ciencias Forestales y del Ambiente* 17(1): 31-39.
- Bray, J. R. and J. T. Curtis. 1957. An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological Monographs* 27(4): 325 - 349.
- Canizales P., A., J. Jiménez, E. Alanís, O. A. Aguirre, G. Alanís y E. I. Meléndez. 2011. Análisis de la vegetación de sotobosque en áreas incendiadas de bosque mixto de *Quercus-Pinus* en la Sierra Madre Oriental, México. *Revista Ciencia UANL* 14(3): 273-280.
- Espinoza M., A., D. A. Rodríguez-Trejo y J. F. Zamudio S. 2008. Sinecología del sotobosque de *Pinus hartwegii* dos y tres años después de quemas prescritas. *Agrociencia* 42(6): 717-730.

β Diversity

There were notable differences in the composition of the species for each succession stage, and unique species were identified in each area. According to the Bray - Curtis dendrogram (Figure 4), the areas have a medium to low similarity (always less than 50 %); those that showed the least variation were Areas 3 and 1 (47 %), followed by Areas 1 and 2 (45 %), and, finally, Areas 2 and 3 (40 %).

CONCLUSIONS

The canopy coverage, the specific wealth and the diversity of the undergrowth vegetation are significantly larger in the first phases of the succession process in those areas that were affected by fires, and these parameters decrease with time. There is statistical equality with respect to the density of the vegetation in the three assessed stages, and there are significant differences between them as to the composition of the vegetation (β diversity), since in every case the similarity was less than 50 %.

ACKNOWLEDGMENTS

The research was financed by the CONAFOR-2006-41836 project "Assessment of the desertification processes and alternatives for their reversion in areas with a different use of the soil in the State of Nuevo Leon". The authors wish to express their gratitude to Lillian Belle Willcockson, BS, Director of the Chipinque Ecological Park, who helped to facilitate this work, and to Erik Iván Meléndez, MS, for his support in the in-field activities.

End of the English version

- González M., A., L. Schwendenmann, J. Jiménez y L. 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.
- González M., A., L. Schwendenmann, J. Jiménez and R. Schulz. 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.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). 1986. *Síntesis Geográfica del Estado de Nuevo León*. Monterrey, NL. México. 170 p.
- Jiménez, J. y E. Alanís. 2011. Análisis de la frecuencia de los incendios forestales en la Sierra Madre Oriental y Occidental del norte de México y sur de Estados Unidos de América. *Revista Ciencia UANL* 14(3): 255-263.
- Jiménez, J., O. A. Aguirre y H. Kramer. 2001. Análisis de la estructura horizontal y vertical en un ecosistema multicohortal de pino-encino en el norte de México. *Invest. Agr. Sist. Recur. For.* 10(2): 355 - 366.
- Lahitte, H. B. y J. A. Hurrell. 2000. Las plantas trepadoras más comunes de la Región Rioplatense. Colección Biota Rioplatense V. Plantas trepadoras nativas y exóticas. Ed. L. O. L. A., Buenos Aires, Argentina. 264 p.

- McAleece, N., P. J. D. Lamshead and G. L. J. Paterson. 1997. Biodiversity professional beta. Versión 2.0. The Natural History Museum and the Scottish Association for Marine Science. London, UK. s/p.
- Magurran, A. 2004. Measuring biological diversity. Blackwell Science Ltd. Blackwell Publishing Company. Oxford, UK. 256 p.
- Martínez H., C. y D. A. Rodríguez T. 2008. Diversidad de especies después de quemas prescritas en diferentes épocas e intensidades en un bosque de *Pinus hartwegii* de gran altitud. *Interciencia* 33(5): 337 - 344.
- Miranda M., S. 2004. Determinación de las áreas de riesgo a incendios forestales del Parque Ecológico Chipinque, Nuevo León. In: Villers, R. L. y J. López Blanco (ed.). Incendios forestales en México. Métodos de evaluación. Centro de Ciencias de la Atmósfera, Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F. México. 164 p.
- Moreno C., E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M&T-Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Zaragoza, España. 84 p.
- Mueller-Dombois, D. and H. Ellenberg. 1974. Aims and methods of vegetation ecology. John Wiley & Sons, Inc. New York, NY. USA. 547 p.
- Núñez M., R., L. Calvo, V. Pando and F. Bravo. 2008. Floristic changes induced by fire on *Pinus sylvestris* plantations in northwest of Spain. *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales* 17(2): 168-177.
- Peterson, D. W. and P. B. Reich. 2008. Fire frequency and tree canopy structure influence plant species diversity in a forest-grassland ecotone. *Plant Ecol.* 194: 5-14.
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (Semarnat). 2006. El medio ambiente en México 2005. <http://www.semarnat.gob.mx> (14 de abril de 2012).
- Shannon, C. and W. Wiener. 1948. The mathematical theory of communication. In: Sahnnon. C. E. and W. Weaver (ed.). University of Illinois Press. Chicago, IL. USA. pp. 134-154.
- Verzino, G., J. Joseau, M. Dorado, E. Gellert, R. S. Rodríguez y R. Nóbile. 2005. Impacto de los incendios sobre la diversidad vegetal, Sierras de Córdoba, Argentina. *Ecología Aplicada* 4: 25-34.



