



Polibotánica

ISSN electrónico: 2395-9525

polibotanica@gmail.com

Instituto Politécnico Nacional

México

<http://www.polibotanica.mx>

ESTRUCTURA Y DIVERSIDAD POSTINCENDIO EN UN ÁREA DEL MATORRAL ESPINOSO TAMAULIPECO

STRUCTURE AND DIVERSITY AFTER FIRE IN AN AREA OF TAMAULIPAN THORNSCRUB

Graciano-Ávila, G.; E. Alanís-Rodríguez, Ó.A. Aguirre-Calderón, E.A. Rubio-Camacho, y M.A. González-Tagle

ESTRUCTURA Y DIVERSIDAD POSTINCENDIO EN UN ÁREA DEL MATORRAL ESPINOSO TAMAULIPECO

STRUCTURE AND DIVERSITY AFTER FIRE IN AN AREA OF TAMAULIPAN THORNSCRUB

ESTRUCTURA Y DIVERSIDAD POSTINCENDIO EN UN ÁREA DEL MATORRAL ESPINOSO TAMAULIPECO

STRUCTURE AND DIVERSITY AFTER FIRE IN AN AREA OF TAMAULIPAN THORNSCRUB

Graciano-Ávila, G.;
E. Alanís-Rodríguez,
Ó.A. Aguirre-Calderón,
E.A. Rubio-Camacho,
y M.A. González-Tagle

ESTRUCTURA Y
DIVERSIDAD
POSTINCENDIO EN UN
ÁREA DEL MATORRAL
ESPINOSO TAMAULIPECO

STRUCTURE AND
DIVERSITY AFTER FIRE IN
AN AREA OF TAMAULIPAN
THORNSCRUB

POLIBOTÁNICA

Instituto Politécnico Nacional

Núm. 45: 89-100. Enero 2018

DOI:
10.18387/polibotanica.45.7

G. Graciano-Ávila/gabri.e.l@hotmail.com

E. Alanís-Rodríguez
Ó.A. Aguirre-Calderón

Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León. Carretera Linares-Cd. Victoria km 145. Apartado Postal 41. CP 67700, Linares, NL, México.

E.A. Rubio-Camacho

Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias. INIFAP, CIRPAC-C.E. Centro Altos de Jalisco.

M.A. González-Tagle

Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León. Carretera Linares-Cd. Victoria km 145. Apartado Postal 41. CP 67700, Linares, NL, México.

RESUMEN: El fuego es un elemento de perturbación muy común en la mayoría de los ecosistemas terrestres y su presencia se refleja directamente en la estructura de los ecosistemas y composición de especies. En este estudio se caracterizó la estructura del ecosistema y diversidad de especies vegetales después de un incendio ocurrido en un área del matorral espinoso tamaulipeco del noreste de México. Se establecieron cinco sitios de muestreo de 40 × 40 m (1 600 m²), dentro de los cuales se realizó un censo de todas las especies arbóreas y arbustivas ($d_{0.10\text{ m}} > 5\text{ cm}$). A cada individuo se le hicieron mediciones de diámetro de copa. Para cada especie se obtuvo el índice de valor de importancia (IVI), calculado a partir de tres variables, *abundancia* de acuerdo con el número de árboles por hectárea ($Naha^{-1}$), *dominancia* a través de la cobertura del área de copa y *frecuencia* con base en su presencia en los sitios de muestreo. Además, se calcularon el índice de diversidad de Shannon (H') y el índice de riqueza de Margalef (D_{MG}). En total se registraron 24 especies, siendo *Havardia pallens* la que obtuvo los mayores valores de importancia con 11.3% de IVI_{rel} . Para el índice de Margalef se obtuvo un valor de $D_{MG} = 3.16$, lo cual indica una alta riqueza de especies. Con lo anterior se aportan algunos elementos cuantitativos y de comportamiento postincendio de la vegetación arbórea y arbustiva de este ecosistema, sugiriendo que este tipo de vegetación presenta altos valores de regeneración.

Palabras clave: Riqueza de especies, índice de valor de importancia, regeneración.

ABSTRACT: Fire is a very common element of disturbance in the majority of terrestrial ecosystems, and its occurrence is reflected directly on species structure and composition. In this study, we characterized the vegetation structure and diversity after fire of a Tamaulipan thornscrub area, in northeast of Mexico. We established five sampling plots of 40 x 40 meters (1 600 m²), where we performed a census of all trees and shrubs ($d_{0.10\text{ m}} > 5\text{ cm}$). Were made to each individual measurements of diameter of crown. For each specie was obtained the importance value index (IVI) calculated starting of three variables, *abundance* according with the number of trees per hectare ($Naha^{-1}$) *dominance* across of the coverage of the crown area, and *frequency* with base in its presence in the sites of sampling. Also, was calculated the indexes Shannon's

diversity (H') and Margalef's wealth (D_{MG}). In total were registered twenty-four species, being *Havardia Pallens* which got the major values of importance with 11.3% *IVIrel*. For the Margalef Index was obtained a value of $D_{MG} = 3.16$, which indicates a high wealth of species. With this are provided quantitative elements of the tree and shrub vegetation of a community burned, suggesting that this type of vegetation presents high values of regeneration.

Key words. Postfire, wealth of species, importance value index, regeneration.

INTRODUCCIÓN

El fuego es un elemento de perturbación presente en varios ecosistemas terrestres y sus efectos se relacionan directamente con la estructura de los ecosistemas y composición de especies (Agee, 1993; Pyne *et al.*, 1996; Rodríguez-Trejo, 2008; Jardel-Peláez *et al.*, 2009; Ávila-Flores *et al.*, 2014). Dependiendo del régimen de incendios, las especies tienden a responder de manera diferente ante un evento de perturbación, esto es, las especies son adaptadas y sensibles al fuego. Parte de la adaptación es presentar características de resistencia al fuego y supervivencia al mismo (Agee, 1993; Rodríguez-Trejo, 2008). En México, a pesar de constituir la base para el manejo sustentable de los recursos naturales (Guariguata, 1998), han sido escasos los estudios que evalúen la diversidad y composición de especies del matorral espinoso tamaulipeco después de un incendio (Moreno, 2013).

Entre muchos otros aspectos, el régimen de fuego es referido a la frecuencia, extensión, intensidad y severidad de los incendios en un área específica (Heinselman, 1981; Agee, 1993). La frecuencia se refiere al tiempo que tarde en volver a presentarse un incendio en el mismo lugar, la extensión es el tamaño promedio de los incendios en dichas condiciones y la severidad es referida al daño propiciado al ecosistema, la intensidad se caracteriza por la cantidad de energía liberada, mientras que severidad se mide principalmente en proporción de daño al arbolado (mortalidad), al suelo y biodiversidad. (Agee, 1993; Rodríguez-Trejo, 1996). Se han propuesto algunas clasificaciones para el régimen potencial de fuego para México (Jardel-Peláez *et al.*, 2009; Rodríguez Trejo, 2008). El matorral del noreste de México, de manera generalizada y por sus características bioclimáticas y físicas, potencialmente presenta incendios con baja frecuencia, severidad baja-moderada con tamaño pequeño-mediano (Jardel-Peláez *et al.*, 2009).

El matorral espinoso tamaulipeco (MET) cubre una superficie de 200 000 km² del noreste de México y del sur de Texas, de la Llera de Canales y los límites sureños de la Sierra Azul en Tamaulipas (González, 1985) al altiplano Edwards en Texas (Diamond *et al.*, 1987) y de las faldas de la Sierra Madre Oriental hasta la costa del Golfo de México (Jurado y Reid, 1989). Este ecosistema es bastante diverso respecto a las especies arbóreas, arbustivas y subarbustivas, densidad y altura. También es de gran importancia en la economía del noreste de México desde fines del siglo XVI (Alanís, 2006).

En el MET se han realizado diversos estudios científicos que evalúan la regeneración de las comunidades vegetales del matorral espinoso tamaulipeco después de diferentes perturbaciones antropogénicas (Pequeño *et al.*, 2012; Alanís *et al.*, 2013; Jiménez *et al.*, 2013; Martínez *et al.*, 2014). Sin embargo, se carece de información sobre el efecto del fuego sobre la regeneración de este ecosistema.

Este estudio tiene como objetivo principal, caracterizar la estructura y diversidad de especies después de un incendio en el matorral espinoso tamaulipeco (MET), de tal forma que contribuya al conocimiento de la dinámica "sucesional" de este tipo de ecosistema. En específico, las preguntas de la investigación son: 1) ¿Que especies están presentes después de un incendio? 2) ¿Cuáles son las especies que resisten el fuego? 3) ¿Qué capacidad de resistencia presenta el ecosistema? Y finalmente, 4) ¿Cuán diverso es el ecosistema ante un incendio?

MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en la localidad de Estación Huertas, Municipio de Montemorelos, Nuevo León (noreste de México) a 82 km al sureste de la ciudad de Monterrey (fig. 1). Se localiza en las coordenadas $25^{\circ}1'48''$ de latitud norte y $99^{\circ}45'47''$ de longitud oeste, con una altitud de 510 m s.n.m.

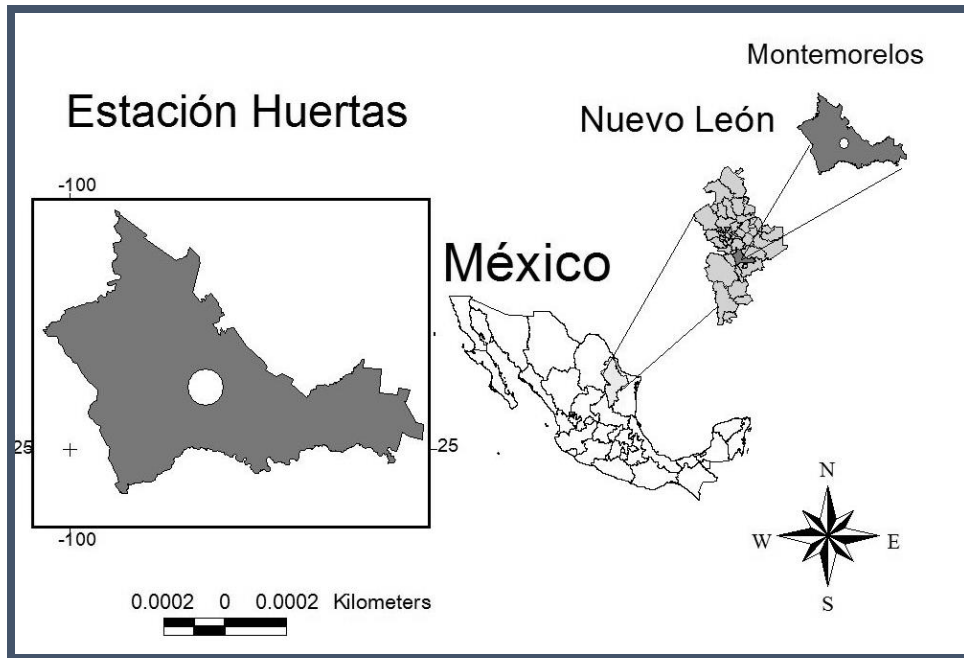


Fig. 1. Localización del área de estudio.

Toma de datos en campo

En el verano del año 2010 se presentó un incendio superficial y de copa que afectó a los elementos vegetales. El incendio fue de severidad media y ocurrió en una superficie de 3 600 hectáreas. Se incineró la parte aérea y se presentó escasa sobrevivencia de los árboles y arbustos, con excepción de la especie *Yucca filifera*, la cual por su altura no sufrió daño en las hojas. Después del incendio no se practicó ninguna actividad productiva ni se realizaron actividades de restauración ecológica, dando oportunidad a que la comunidad vegetal se regenerara naturalmente.

En el verano del 2014 se establecieron aleatoriamente cinco sitios de muestreo cuadrangulares para evaluar la vegetación, la dimensión de cada uno fue de 40×40 m ($1\,600$ m²). Los sitios se establecieron en áreas con características ecológicas similares (altitud, exposición, tipo de suelo, asociación de especies, etc.), en un paraje de 50 hectáreas del ejido “Estación Huertas” y en donde el incendio se presentó de forma homogénea. El paraje se encuentra delimitado por un cerco perimetral, donde se tiene la certeza que no se han desarrollado actividades productivas ni de restauración. La forma cuadrangular de los sitios se utilizó debido a su facilidad de delimitación y medición en vegetación densa, con respecto a la forma circular (Alanís *et al.*, 2008). En los sitios de muestro se realizó un censo de todas las especies arbóreas y arbustivas

(sobrevivientes y regeneradas) con un diámetro mayor a cinco cm a una altura de 10 cm ($d_{0.10\text{ m}} > 5\text{ cm}$) sobre la base del suelo debido a las bifurcaciones que presentaron los individuos y para obtener mayor representatividad (Mora *et al.*, 2014). Además, que de cada individuo se registró el diámetro de copa (d_{copa}) y fue identificado por personal del laboratorio de botánica de la Facultad de Ciencias Forestales de la UANL.

Análisis de los datos

Para cada especie se determinó su abundancia, de acuerdo con el número de árboles, su dominancia, en función del área de copa, y su frecuencia con base en su presencia en los sitios de muestreo. Estos valores se utilizaron para obtener un valor ponderado a nivel de especie denominado índice de valor de importancia (*IVI*), que adquiere valores porcentuales en una escala de 0 a 100 (Mostacedo y Fredericksen, 2000). Las fórmulas para estos cálculos se describen a continuación.

$$A_i = N_i / E$$

$$AR_i = \left(\frac{A_i}{\sum_{i=1..n} A_i} \right) \times 100$$

donde A_i es la abundancia absoluta, 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 E la superficie de muestreo (ha).

La cobertura relativa se evaluó mediante:

$$D_i = Ab_i / E \text{ (ha)}$$

$$DR_i = \left(\frac{D_i}{\sum_{i=1..n} D_i} \right) \times 100$$

donde D_i es la cobertura absoluta, DR_i es cobertura relativa de la especie i respecto a la cobertura, Ab el área de copa de la especie i y E la superficie (ha).

La frecuencia relativa se obtuvo con la siguiente ecuación:

$$F_i = P_i / NS$$

$$FR_i = \left(\frac{F_i}{\sum_{i=1..n} F_i} \right) \times 100$$

donde F_i es la frecuencia absoluta, FR_i es la frecuencia relativa de la especie i respecto a la suma de las frecuencias, P_i es el número de sitios en el 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 (Whittaker, 1972; Moreno, 2001):

$$IVI = \frac{AR_i + DR_i + FR_i}{3}$$

Para estimar la riqueza de especies se utilizó el índice de Margalef (D_{Mg}) y para la diversidad alfa el índice de Shannon-Weaver (H') mediante las ecuaciones (Shannon, 1948; Magurran, 2004):

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

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

$$p_i = n_i / N$$

donde S es el número de especies presentes, N es el número total de individuos, n_i es el número de individuos de la especie i y p_i es la proporción de individuos de la especie i respecto al total de individuos (es decir la abundancia relativa de la especie i).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se registraron 1 448 individuos por hectárea (Naha^{-1}) distribuidos en 14 familias, 22 géneros y 24 especies (cuadro 1). Las familias *Fabaceae* y *Rutaceae* son las que registraron más especies con seis y tres respectivamente, seguidas de las familias *Euphorbiaceae*, *Rhamnaceae* y *Ebenaceae* con dos especies cada una; para las familias restantes sólo se registró una especie. La mayor abundancia de las plantas de la familia *Fabaceae* se debe a que en el estado de Nuevo León algunas especies son abundantes sobre grandes extensiones, como *Acacia rigidula*, *A. constricta*, *A. berlandieri* y *Prosopis glandulosa*, asociados a diversas comunidades de matorral xerófilo (González *et al.*, 1997; Estrada y Jurado, 2005) con vegetación secundaria. González *et al.* (2010) reportaron 10 especies de la familia *Fabaceae* al evaluar la composición y estructura de la vegetación en tres sitios del estado de Nuevo León, México. Según Domínguez *et al.* (2013) el desarrollo de la familia *Fabaceae*, se asocia a su capacidad de establecimiento en condiciones ambientales adversas.

Parámetros ecológicos

Abundancia

La abundancia se mide de acuerdo con el número de individuos por unidad de superficie, para el caso de esta comunidad vegetal se presentó una abundancia de 1 448 árboles y arbustos por hectárea (Naha^{-1}). Esta abundancia es inferior a la reportada por Mora *et al.* (2013) y Jiménez *et al.* (2012), quienes registraron 1 792 Naha^{-1} y 2 370 Naha^{-1} respectivamente en un área de matorral espinoso tamaulipeco con historial pecuario. Alanís *et al.*, (2011) registraron una abundancia de 2 876 Naha^{-1} al caracterizar de regeneración leñosa postincendio en una zona de transición entre el bosque de pino-encino y matorral en el Parque Ecológico Chipinque, México. Referente al número de individuos por hectárea, seis especies fueron las más abundantes, presentando 1 038 Naha^{-1} que representa el 72% de la comunidad. La especie *Leucophyllum frutescens* fue la más abundante con 248 Naha^{-1} , seguida por *Havardia pallens* con 185 Naha^{-1} y *Mimosa zygophilla* con 160 Naha^{-1} (cuadro 2).

La curva de dominancia-diversidad describe de forma gráfica la relación entre la abundancia y las especies ordenadas en categorías de la más a la menos abundante (Villareal *et al.*, 2006). La línea de tendencia de la distribución de dominancia-diversidad del estudio corresponde a una distribución decreciente, donde se aprecia que hay un pequeño número de especies abundantes

y una gran proporción de especies poco abundantes, lo que determina que las curvas sean como una “J” invertida (fig. 2).

Cuadro 1. Nombre científico y común, familias y forma de crecimiento de las especies registradas (ordenadas alfabéticamente).

Nombre científico (TROPICOS®)	Nombre común	Familia	Forma de crecimiento
<i>Acacia amentacea</i> (L.) Sarg.	chaparro prieto	Fabaceae	arbustiva
<i>Acacia farnesiana</i> (L.) Willd	huizache	Fabaceae	arbustiva
<i>Amyris texana</i> (Buckley) P. Wilson	chapotillo	Rutaceae	arbustiva
<i>Bernardia myricifolia</i> (Sheele) Wats.	oreja de ratón	Euphrobiaceae	arbustiva
<i>Celtis pallida</i> Torr.	granjeno	Ulmaceae	arbustiva
<i>Citharexylon berlandieri</i> B.L. Robinson	encorvagallina	Verbenaceae	arbórea
<i>Condalia hookeri</i> M. C. Johnst.	brasil	Rhamnaceae	arbórea
<i>Cordia boissieri</i> A. D.C.	anacahuita	Boraginaceae	arbórea
<i>Croton suaveolens</i> Torr.	salvia	Euphorbiaceae	arbustiva
<i>Diospyros palmeri</i> Eastw	chapote amarillo	Ebenaceae	arbórea
<i>Diospyros texana</i> Scheele.	chapote blanco	Ebenaceae	arbórea
<i>Ebenopsis ebano</i> (Berl.) Britton et Rose	ébano	Fabaceae	arbórea
<i>Forestiera angustifolia</i> Torr.	panalero	Oleaceae	arbustiva
<i>Havardia pallens</i> (Benth) Britt y Rose	tenaza	Fabaceae	arbórea
<i>Helietta parvifolia</i> (Gray) Benth.	barreta	Rutaceae	arbustiva
<i>karwinskia humboldtiana</i> (Schult.) Zucc.	coyotillo	Rhamnaceae	arbustiva
<i>Leucophyllum frutescens</i> (Berl.) I. M. Johnst	cenizo	Scrophulariaceae	arbustiva
<i>Mimosa biuncifera</i> Benth.	uña de gato	Fabaceae	arbustiva
<i>Neopringlea integrifolia</i> (Hemsley) S. Watson	corvagallina	Flacourtiaceae	arbórea
<i>Parkinsonia aculeata</i> L.	retama	Caesalpiniaceae	arbórea
<i>Prosopis laevigata</i> (Humb. y Bonpl. ex Willd.) M. C. Johnston	mezquite	Fabaceae	arbórea
<i>Randia rhagocarpa</i> Standl.	cruceto	Rubiaceae	arbustiva
<i>Rhus virens</i> Lindh. ex A.Gray	lantristrisco	Anacardiaceae	arbustiva
<i>Zanthoxylum fagara</i> (L.) Sarg.	colima	Rutaceae	arbustiva

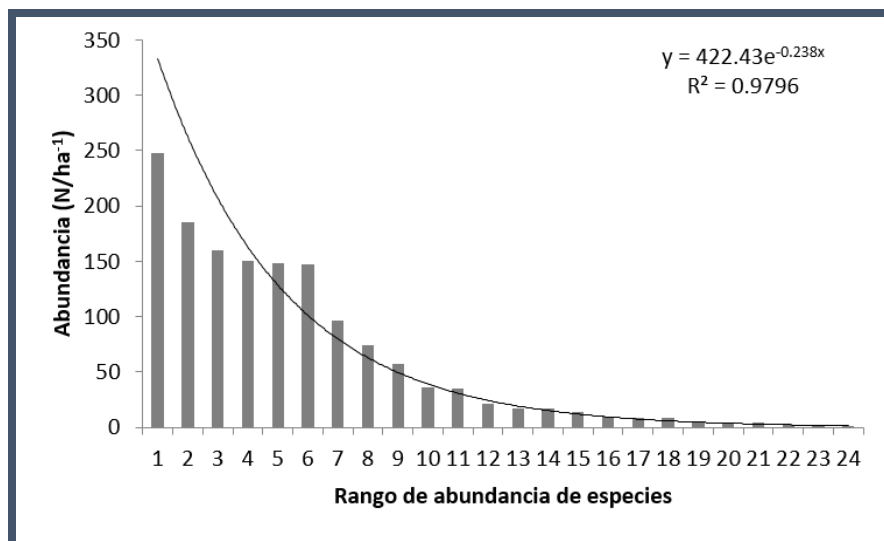


Fig. 2. Curva de dominancia-diversidad basada en la abundancia (N/ha^{-1}) y rango de especies.

Dominancia

El área evaluada presenta una cobertura de copa de 6 343.62 m²/ha, lo que representa una cobertura similar a lo reportado por Pequeño *et al.* (2012) con 6 844.87 m²/ha en un área de restauración pasiva postpecuaria en el matorral espinoso tamaulipeco, pero inferior al valor de 12 526.4 reportado por Alanís *et al.* (2011) al caracterizar de regeneración leñosa postincendio en una zona de transición entre el bosque de pino-encino y matorral. *Cordia boissieri* es la especie más dominante con 1 062.4 m²/ha, que es el 16.7 % de la cobertura del área de estudio. La especie que le continúa es *Havardia pallens* con 936.1 m²/ha correspondientes al 14.8% de la cobertura del área de estudio, y una tercera especie es *Neopringlea integrifolia* con 852.8m²/ha y una dominancia relativa de 13.4%. Por otro lado, la especie menos dominante es *Prosopis laevigata*, la cual presenta 1.53 m²/ha de cobertura, seguida por *Condalia hookeri* con 4.0 m²/ha y *Citharexylon berlandieri* con 9.4 m²/ha respectivamente (cuadro 2). Es importante mencionar que los mayores valores reportados para este parámetro en el MET en diferentes áreas con historial pecuario y agrícola los sustentan frecuentemente las especies *Acacia farnesiana* y *Acacia amentacea* (Alanís *et al.*, 2008; Pequeño *et al.*, 2012; Jiménez *et al.*, 2012). Diferente a lo que reporta Mora *et al.*, (2013) para un área sin disturbios, donde las especies dominantes son *Acacia amentacea*, *Diospyros texana* y *Cordia boissieri*, esta última se presenta en el área incendiada y con altos valores de importancia (cuadro 2).

Frecuencia

La frecuencia por especie está dominada por *Havardia pallens*, *Cordia boissieri*, *Zanthoxylum fagara*, *Mimosa zygophylla*, *Celtis pallida*, *Croton suaveolens* y *Forestiera angustifolia* con presencia en todos los sitios de muestreo, correspondientes a 6.5% de frecuencia relativa, las especies que continúan son *Leucophyllum frutescens*, *Ebenopsis ebano*, *Acacia amentacea* y *Bernardia myricifolia* con presencia en cuatro de los cinco sitios. Las especies menos frecuentes fueron *Acacia farnesiana*, *Diospyros texana*, *Rhus virens*, *Citharexylon berlandieri*, *Condalia hookeri* y *Prosopis laevigata* con presencia en uno de los cinco sitios de muestreo (cuadro 2). Roque *et al.* (2013) reportó a *Havardia pallens* como la especie más frecuente al caracterizar un área del matorral espinoso tamaulipeco. Sin embargo, esta misma especie fue reportada con una frecuencia menor en un área postincendio de una zona de transición entre el bosque de pino-encino y matorral (Alanís *et al.*, 2011).

Índice de valores de importancia (IVI)

El mayor peso ecológico obtenido mediante el índice de valor de importancia, lo tuvo la especie *Havardia pallens* con 11.3% de *IVI_{rel}*, las especies que le siguen en importancia son *Leucophyllum frutescens* con 10.2% y *Cordia boissieri* con 10.0%. Las especies con menor peso ecológico son *Prosopis laevigata*, *Condalia hookeri* y *Citharexylon berlandieri* con 0.5% (cuadro 2). Moreno (2013) reportó a *Cordia boissieri*, *Havardia pallens* y *Leucophyllum frutescens* como unas de las especies más importantes al caracterizar la vegetación de un área postincendio en el matorral espinoso tamaulipeco, coincidiendo con lo obtenido en este estudio, esto es de gran relevancia, ya que hace suponer que éstas son especies pioneras postincendio del matorral espinoso tamaulipeco. Además de que *Havardia pallens* se asocia a los incendios, ha sido reportada como una especie invasora en México (UNIBIO, 2009), por lo que se considera que su establecimiento después de un incendio se facilita (Pausas, 2004; Calvo *et al.*, 2008; Weiguo *et al.*, 2008).

Índices de diversidad de especies

La riqueza específica fue de 24 especies, superior a lo reportado por Mora *et al.* (2013) y por Pequeño *et al.* (2012), quienes evaluaron comunidades con perturbación diferente a los incendios, los cuales obtuvieron 21 y 12 especies respectivamente. Esto coincide con Beguet *et*

al. (1987) quienes observaron que las áreas quemadas se van haciendo florísticamente más disímiles de las áreas sin quemar, a medida que transcurre el tiempo. Para el índice de Margalef el valor fue de $D_{Mg} = 3.16$, lo cual indica una alta riqueza de especies si se compara con otras áreas regeneradas del matorral con perturbación antropogénica (Jiménez *et al.*, 2012; Pequeño *et al.*, 2012; Mora *et al.*, 2013). En el índice de Shannon fue de $H' = 2.52$, el cual es un valor alto comparado con Alanís (2006) el cual obtuvo un índice de Shannon de 2.02 en una evaluación con diferente historial antropogénico. Mora *et al.* (2013) registró una diversidad $H' = 1.95$ evaluando el efecto de la ganadería en el MET. Pequeño *et al.* (2012), reporta valores de $H' = 1.27$, en un análisis de la restauración, postpecuaria en el MET. Todo lo anterior concordando con Trabaud (1998), quien observo que la riqueza florística aumenta tras un incendio en el mediterráneo.

Cuadro 2. Abundancia, dominancia, frecuencia e índice de valor de importancia de las especies registradas.

Especie	Abundancia		Dominancia		Frecuencia		IVI
	Abs	Rel	Abs	Rel	Abs	Rel	
	Naha ⁻¹	%	m ² /ha	%	N/Sitios	%	
<i>Havardia pallens</i>	185	12.8	936.1	14.8	5	6.5	11.3
<i>Leucophyllum frutescens</i>	248	17.1	534.1	8.4	4	5.2	10.2
<i>Cordia boissieri</i>	96	6.6	1062.4	16.7	5	6.5	10.0
<i>Neopringlea integrifolia</i>	147	10.2	852.8	13.4	3	3.9	9.2
<i>Zanthoxylum fagara</i>	150	10.4	591.6	9.3	5	6.5	8.7
<i>Mimosa zygophilla</i>	160	11.0	542.6	8.6	5	6.5	8.7
<i>Ebenopsis ebano</i>	148	10.2	376.5	5.9	4	5.2	7.1
<i>Celtis pallida</i>	57	3.9	340.6	5.4	5	6.5	5.3
<i>Croton suaveolens</i>	74	5.1	263.9	4.2	5	6.5	5.3
<i>Forestiera angustifolia</i>	36	2.5	110.1	1.7	5	6.5	3.6
<i>Acacia amentacea</i>	21	1.5	214.6	3.4	4	5.2	3.3
<i>karwinskia humboldtiana</i>	35	2.4	104.0	1.6	3	3.9	2.7
<i>Bernardia myricifolia</i>	17	1.2	40.9	0.6	4	5.2	2.3
<i>Diospyros palmeri</i>	10	0.7	112.1	1.8	3	3.9	2.1
<i>Helietta parvifolia</i>	14	1.0	89.1	1.4	3	3.9	2.1
<i>Parkinsonia aculeata</i>	9	0.6	21.8	0.3	3	3.9	1.6
<i>Randia rhagocarpa</i>	8	0.6	19.4	0.3	3	3.9	1.6
<i>Amyris texana</i>	4	0.3	32.7	0.5	2	2.6	1.1
<i>Acacia farnesiana</i>	17	1.2	35.0	0.6	1	1.3	1.0
<i>Diospyros texana</i>	4	0.3	39.0	0.6	1	1.3	0.7
<i>Rhus virens</i>	4	0.3	9.5	0.1	1	1.3	0.6
<i>Citharexylon berlandieri</i>	1	0.1	9.4	0.1	1	1.3	0.5
<i>Condalia hookeri</i>	2	0.1	4.0	0.1	1	1.3	0.5
<i>Prosopis laevigata</i>	1	0.1	1.53	0.02	1	1.3	0.5
	1448	100	6343.62	100	77	100	100

Dónde: Abs = valores absolutos; Rel = valores relativos (%); Naha⁻¹ = número de árboles por hectárea; IVIrel = índice de valores de importancia relativos (%).

CONCLUSIONES

De acuerdo con los resultados obtenidos en la presente investigación, se destacan las siguientes conclusiones: 1) la comunidad estudiada presenta una riqueza específica de 24 especies, lo cual es un valor alto si se compara con otras comunidades vegetales del MET regeneradas post-perturbación; 2) la especie *Havardia pallens* registró un 11.3% de IVI siendo la especie que presenta una mayor importancia ecológica en el área de estudio; por lo que se considera una especie resistente y que le benefician los incendios, 3) los índices de riqueza y diversidad ($D_{Mg} = 3.16$; $H' = 2.52$) registraron altos valores, esto demuestra que el área post-incendio cuenta con una buena regeneración y con alta diversidad de especies. La presente investigación aporta elementos cuantitativos de la vegetación arbórea y arbustiva de una comunidad incendiada, sugiriendo que este tipo de vegetación presenta alta resistencia a este disturbio.

LITERATURA CITADA

- Agee, J. K. (1993). *Fire ecology of Pacific Northwest forest* (2a ed., Vol. 4). Washington, D.C.: Island Press. <https://doi.org/10.1071/WF9940195>
- Alanís Rodríguez, E. (2006). *Diversidad de especies arbóreas y arbustivas en áreas con distinto historial de uso antropogénico en el matorral espinoso tamaulipeco* (Tesis de Maestría). Universidad Autónoma de Nuevo León, Facultad de Ciencias Forestales, Linares N. L., México.
- Alanís Rodríguez, E., Jiménez Pérez, J., Aguirre Calderón, O. A., Treviño Garza, E. J., Jurado Ybarra, E., & González Tagle, M. A. (2008). Efecto del uso del suelo en la fitodiversidad del matorral espinoso tamaulipeco. *Ciencia UANL*, 11(1), 56–62.
- Alanís Rodríguez, E., Jiménez Pérez, J., González Tagle, M. G., Yerena Yamallel, J. Y., Cuellar Rodríguez, G., & Mora Olivo, A. (2013). Análisis de la vegetación secundaria del matorral espinoso tamaulipeco, México. *Phyton*, 82, 185–191. Recuperado a partir de <http://www.scielo.org.ar/pdf/phyton/v82n2/v82n2a05.pdf>
- Alanís Rodríguez, E., Jiménez Pérez, J., Valdecantos Dema, A., Pando Moreno, M., Aguirre Calderón, O., & Treviño Garza, E. J. (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. <https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2010.05.032>
- Ávila Flores, D. Y., González Tagle, M. A., Jiménez Pérez, J., Aguirre Calderón, O. A., Treviño Garza, E., Vargas Larreta, B., & Alanís Rodríguez, E. (2014). Efecto de la severidad del fuego en las características de la estructura forestal en rodales de coníferas. *Revista Chapingo, Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 20(1), 33–45. <https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2013.01.005>
- Beguet, H., Andrea, S. D., & Montoni, N. (1987). Influencia del fuego en pastizal natural de las sierras de Comechingones. En *Primeras jornadas nacionales de zonas áridas y semiáridas* (1a ed., pp. 332–333). Santiago del Estero, Argentina: CAPERAS.
- Calvo, L., Santalla, S., Valbuena, L., Marcos, E., Tárrega, R., & Luis Calabuig, E. (2008). Post-fire natural regeneration of a *Pinus pinaster* forest in NW Spain. *Plant Ecology*, 197(1), 81–90. <https://doi.org/10.1007/s11258-007-9362-1>
- Diamond, D. D., Riskind, D. H., & Orzell, S. L. (1987). A framework for plant community classification and conservation in Texas. *The Texas Journal of Science*, 39, 202–221.
- Domínguez Gómez, T., González Rodríguez, H., Ramírez Lozano, R., Estrada Castellón, E., Cantú Silva, I., Gómez Meza, M., ... Alanís Flores, G. (2013). Diversidad estructural del matorral espinoso tamaulipeco durante las épocas seca y húmeda. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 4(17), 106–122. Recuperado a partir de <http://www.scielo.org.mx/pdf/remcf/v4n17/v4n17a11.pdf>
- Estrada, E., Villarreal, J., & Jurado, E. (2005). Leguminosas del norte del estado de Nuevo León, México. *Acta Botánica Mexicana*, 73, 1–18.

- González, E. M., Treviño, E. J., & Aguirre, O. A. (1997). Fisonomía y composición de la vegetación secundaria en un área de matorral del noreste de México. *Phytología*, 83, 257-269.
- González, M. (1985). El límite sur de la provincia biótica tamaulipeca. En *II Simposio Internacional sobre la Provincia Biótica Tamaulipeca*, UAT y UNAM (pp. 7-14). Resúmenes.
- González Rodríguez, H., Ramírez Lozano, R. G., Cantú Silva, I., Gómez Meza, M. V., & Uvalle Saucedo, J. I. (2010). Composición y estructura de la vegetación en tres sitios del estado de Nuevo León, México. *Polibotánica*, 29, 91-106.
- Guariguata, M. R. (1998). *Consideraciones ecológicas sobre la regeneración natural aplicada al manejo forestal* (Colección Manejo Diversificado de Bosques Naturales, n. 14). Turrialba, Costa Rica: CATIE.
- Heinselman, M. (1981). Fire intensity and frequency as factors in the distribution and structure of northern ecosystems. En H. A. Mooney, T. M. Bonnicksen, N. L. Christensen Jr., J. E. Lotan, & W. A. Reiners (Eds.), *Fire Regimes and Ecosystem Properties* (pp. 7-57). Honolulu, Hawaii: USDA Department of Agriculture, Forest Service.
- Instituto de Biología. (2009). *Havardia pallens* (Benth.) Britton y Rose. Recuperado el 10 de diciembre de 2014, a partir de <http://unibio.unam.mx/collections/specimens/urn/IBUNAM:MEXU:LEG1037551>
- Jardel Peláez, E. J., Alvarado Celestino, E., Morfín Ríos, J. E., Castillo Navarro, F., & Flores Garnica, J. G. (2009). *Regímenes de fuego en ecosistemas forestales de México*. México: Mundi-Prensa.
- Jiménez Pérez, J., Alanís Rodríguez, E., González Tagle, M., Aguirre Calderón, O., & Treviño Garza, E. (2013). Characterizing regeneration of woody species in areas with different land-history tenure in the tamaulipan thornscrub, Mexico. *The Southwestern Naturalist*, 58(3), 299–304. <https://doi.org/10.1894/0038-4909-58.3.299>
- Jiménez Pérez, J., Alanís Rodríguez, E., Ruiz González, J., González Tagle, M., Yerena Yamallel, J. I., & Alanís Flores, G. (2012). Diversidad de la regeneración leñosa del matorral espinoso tamaulipeco con historial agrícola en el noreste de México. *Ciencia UANL*, 15(58), 66-71. Recuperado a partir de <http://eprints.uanl.mx/2995/1/12ArticuloLenos.pdf>
- Jurado, E., & Reid, N. (1989). Influencia de factores edáficos, topográficos y perturbaciones sobre el matorral espinoso tamaulipeco en Linares N. L. *Reporte científico, FCF-UANL*, 10, 4-18.
- Magurran, A. E. (2004). *Measuring Biological Diversity*. Oxford, UK: Blackwell Science.
- Martínez Hernández, D., Jiménez Pérez, J., Alanís Rodríguez, E., Uvalle Saucedo, J. I., Canizales Velázquez, P., & Rocha Domínguez, L. (2014). Regeneración natural del matorral espinoso tamaulipeco en una plantación de *Eucalyptus spp.* *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 5(21), 94-107. Recuperado a partir de <http://www.scielo.org.mx/pdf/remcf/v5n21/v5n21a7.pdf>
- Mora-Donjuán, C. A., Rubio-Camacho, E. A., Alanís-Rodríguez, E., Jiménez-Pérez, J., González-Tagle, M., Mata-Balderas, J. M., & Mora-Olivo, A. (2014). Composición y diversidad vegetal de un área de matorral desértico micrófilo con historial pecuario en el noreste de México. *Polibotánica*, 38, 56-66.
- Mora, C., Alanís Rodríguez, E., Jiménez Pérez, J., González Tagle, M., Yerena Yamallel, J. I., & Cuellar Rodríguez, L. (2013). Estructura, composición florística y diversidad del matorral espinoso tamaulipeco, México. *Ecología Aplicada*, 12(1), 29–34. Recuperado a partir de http://www.scielo.org.pe/scielo.php?pid=S1726-22162013000100004&script=sci_arttext
- Moreno, C. E. (2001). *Métodos para medir la biodiversidad. M&T-Manuales y Tesis SEA* (1a ed., Vol. 1). Pachuca, Hidalgo, México: Editado por Cooperación Iberoamericana (CYTED), Unesco (Orcyt) y SEA. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Moreno, M. (2013). *Composición y diversidad vegetal de un área post-incendio en el matorral espinoso tamaulipeco del noreste de México* (Tesis de licenciatura). Universidad Autónoma de Nuevo León, Facultad de Ciencias Forestales, Linares N. L., México.

Recibido:
03/septiembre/2015

Aceptado:
3/noviembre/2017

- Mostacedo, B., & Fredericksen, T. S. (2000). *Manual de métodos básicos de muestreo y análisis en ecología vegetal*. Santa Cruz, Bolivia: BOLFOR.
<https://doi.org/10.1007/s13398-014-0173-7.2>
- Pausas, J. G. (2004). La recurrencia de incendios en el monte mediterráneo. En V. R. Vallejo & J. A. Alloza (Eds.), *Avances en el estudio de la gestión del monte mediterráneo* (pp. 53-64). Valencia, España: Fundación Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo.
- Pequeño, L. M., Alanís, E., Jiménez, J., González, M. A., Yerena, I., Cuellar, L. G., & Mora, A. (2012). Análisis de la restauración pasiva post-pecuaria en el matorral espinoso tamaulipeco del noreste de México. *Ciencia UAT*, 24(2), 48-53.
- Pyne, S. J., Andrews, L., & Laven, D. (1996). *Introduction to Wildland Fire* (2a ed.). New York: Wiley.
- Ramírez-Lozano, R., Domínguez-Gómez, T., González-Rodríguez, H., Cantú-Silva, I., Gómez-Meza, M., Sarquís-Ramírez, J., & Jurado-Ybarra, E. (2013). Composición y diversidad de la vegetación en cuatro sitios del noreste de México. *Madera y Bosques*, 19(2), 59-72. Recuperado a partir de <http://www.scielo.org.mx/pdf/mb/v19n2/v19n2a4.pdf>
- Rodríguez Trejo, D. A. (1996). *Incendios forestales*. México, D. F.: Mundi Prensa-Universidad Autónoma de Chapingo.
- Rodríguez Trejo, D. A. (2008). Fire regimes, fire ecology, and fire management in Mexico. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 37(7), 548-556.
- Shannon, C. E. (1948). A mathematical theory of communication. En C. E. Shannon & W. Weaver (Eds.), *The Development of Information Theory* (pp. 29-125). University of Illinois: Press Urbana.
- Trabaud, L. (1998). Recuperación y regeneración de ecosistemas mediterráneos incendiados. *Serie Geográfica*, 7, 37-47.
- Tropicos.org. (2014). Jardín botánico de Missouri. Recuperado el 8 de diciembre de 2014, a partir de <http://www.tropicos.org>
- Villareal H., M., Álvarez, S., Córdova, F., Escobar, G., Fagua, F., Gast, H., ... Umaña, M. (2006). Métodos para el análisis de datos: una aplicación para resultados provenientes de caracterizaciones de biodiversidad. En *Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad*. (pp. 187-225). Bogotá, Colombia: Instituto de investigación de recursos biológicos Alexander Von Humbolt.
<https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Weiguó, S., Sha, C., & Guangqi, L. (2008). Dynamics of leaf area index and canopy openness of three forest types in a warm temperate zone. *Frontiers of forestry in China*, 3(4), 416-421. <https://doi.org/10.1007/s11461-008-0062-3>
- Whittaker, R. H. (1972). Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, 21(2), 213-251.