



DOI: <https://doi.org/10.29298/rmcf.v9i45.142>

Article

Diversidad y estructura arbórea en un bosque de *Abies vejarii* Martínez en el sur del estado de Nuevo León

Tree diversity and structure in an *Abies vejarii* Martínez at the south of *Nuevo León* state

Rigoberto González Cubas¹, Eduardo Javier Treviño Garza^{1*}, Marco Aurelio González Tagle¹, Álvaro Duque Montoya² y Martín Gómez Cárdenas³

Abstract:

To evaluate species diversity and tree density in natural forests of *Abies vejarii* in south *Nuevo León*, a directed sampling was applied in four Permanent Forest Research Sites of 2 500 m², at 100 m high between each community. Tree diameter information was recorded for normal diameters greater than 7.5 cm. Species composition, diversity, density of individuals, basal area and dominance by species between altitudinal gradient were determined. A statistical analysis was performed with the hypothesis of equality of medians with Kruskal-Wallis nonparametric test; the effect of distance at altitude was evaluated by means of species rarefaction curves and tablecloth tests. It was a total of 553 individuals of 7 families, 10 genera and 15 species. Pinaceae and Fagaceae reached the highest importance value index; the first contributed with most species. The average forest density was 523 ha⁻¹ individuals with an average basimetric area of 30.44 m²ha⁻¹. The Shannon-Weiner index (H') varied from 1.47 to 1.76. The mantel test did not recognize significant differences in the distance between the communities (p > 0.05); the Kruskal-Wallis test and the rarefaction curves revealed that the richness of species varied significantly (p < 0.05). The most frequent diameters are less than 40 cm. It is concluded that the greatest diversity of species occurred in the lower elevation community and the structure corresponds to that of an irregular mature forest without management.

Key words: *Abies vejarii* Martínez, rarefaction curves, altitudinal gradient, diversity indexes, *Kruskal-Wallis* test, tablecloth test.

Resumen:

Para evaluar la diversidad de especies y la densidad arbórea en bosques naturales de *Abies vejarii* en el sur de Nuevo León, se aplicó un muestreo dirigido en cuatro Sitios Permanentes de Investigación Forestal de 2 500 m², a 100 m de altitud entre cada comunidad. Se registró información dasométrica del arbolado para diámetros normales mayores a 7.5 cm. Se determinó la composición de especies, la diversidad, la densidad de individuos, el área basal y la dominancia por especie entre gradiente altitudinal. Se realizó un análisis estadístico con la hipótesis de igualdad de medianas mediante la prueba no paramétrica de *Kruskal-Wallis*; se evaluó el efecto de la distancia en altitud a partir de las curvas de rarefacción de especies y pruebas de mantel. Resultó un total de 553 individuos de siete familias, 10 géneros y 15 especies. Pinaceae y Fagaceae alcanzaron el mayor índice de valor de importancia; la primera aportó la mayoría de los taxa. La densidad forestal promedio fue de 523 individuos ha⁻¹, con un área basal promedio de 30.44 m²ha⁻¹. El índice de *Shannon-Weiner* (H') varió de 1.47 a 1.76. La prueba de mantel no reconoció diferencias significativas en la distancia entre las comunidades (p > 0.05); la prueba de *Kruskal-Wallis* y las curvas de rarefacción revelaron que la riqueza de especies varió significativamente (p < 0.05). Los diámetros más frecuentes son menores a 40 cm. Se concluye que la mayor diversidad se presentó en la comunidad de menor altitud y la estructura corresponde a la de un bosque maduro irregular sin manejo.

Palabras clave: *Abies vejarii* Martínez, curvas de rarefacción, gradiente altitudinal, índices de diversidad, prueba de *Kruskal-Wallis*, prueba de mantel.

Fecha de recepción/Reception date: 4 de agosto de 2017

Fecha de aceptación/Acceptance date: 27 de noviembre de 2017.

¹Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Nuevo León. México.

²Facultad de Ciencias Agrarias, Departamento de Ciencias Forestales, Universidad Nacional de Colombia-Sede Medellín. Colombia.

³Campo Experimental Uruapan. CIR-Pacífico Centro. INIFAP. México.

*Autor por correspondencia, correo-e: eduardo.trevinogr@uanl.edu.mx

Introducción

En el mundo se han consignado de 47 a 52 especies de *Abies* (oyameles), todas en el hemisferio norte; forman masas puras o asociadas con *Pinus* spp. y *Quercus* spp. (Xiang *et al.*, 2007; Granados *et al.*, 2007; Farjon y Filler, 2013). En México, el género está representado por 10 especies (Martínez-Méndez *et al.*, 2016), en bosques que cubren alrededor de 144 mil hectáreas (FAO, 2010a); su mayor concentración se distribuye en el centro del país (Rzedowski, 1978; Sánchez *et al.*, 2006).

La conservación de estos ecosistemas es importante; sin embargo, la extensión geográfica de las poblaciones de *Abies* se está reduciendo en la actualidad debido a problemas ecológicos, sociales, económicos y del cambio climático (Alvarado *et al.*, 1991; Fagre y Peterson, 2002; Saavedra *et al.*, 2003; Encina *et al.*, 2008). Varios taxones del género están en alguna categoría de riesgo, como *Abies vejarii* Martínez, que constituye una de las seis especies endémicas de México (Semarnat, 2010; Gernandt y Pérez-de la Rosa, 2014; Martínez-Méndez *et al.*, 2016).

A. vejarii crece en áreas muy específicas de la Sierra Madre Oriental de los estados de Coahuila, Nuevo León y Tamaulipas con poblaciones reducidas (Farjon, 2013). Por ello, se considera de gran interés científico conocer la dinámica poblacional de esas masas relictos, mediante la diversidad y estructura arbórea de sus comunidades.

Los principales elementos que determinan la composición, diversidad y estructura de las comunidades vegetales dependen del tamaño del área (Aguirre, 2002; Condit *et al.*, 2002). La dinámica de población de las especies en ecosistemas forestales es un indicador de la sucesión de la vegetación, y de los cambios climáticos en el ecotono de los ecosistemas (Camarero y Gutiérrez, 2004). Los disturbios como los deslizamientos de tierra, el sobrepastoreo y el fuego promueven cambios en la

composición y diversidad de especies que varían con la altitud (Stephenson y Mantgem, 2005; Cuyckens *et al.*, 2015).

Los gradientes altitudinales en particular están muy asociados a las modificaciones ambientales, las que llevan implícitas a su vez, un cambio en la biodiversidad (Meraz *et al.*, 2017); además, la altitud es un factor importante que condiciona de modo directo las variables ambientales e indirectamente las poblacionales, como crecimiento y mortalidad (Homeier *et al.*, 2010, Girardin *et al.*, 2010, Blundo *et al.*, 2012; Anderson *et al.*, 2013).

El cambio de valores de los índices dentro y entre comunidades proporciona información de la competencia interespecífica sobre la estructura de un rodal (Castellanos *et al.*, 2010). Por lo tanto, el objetivo del presente trabajo fue describir la composición de la comunidad, la diversidad de especies y la estructura de la población de árboles en cuatro ecosistemas forestales con presencia de *Abies vejarii* a lo largo de un gradiente altitudinal, en el Sur de Nuevo León, México.

Materiales y Métodos

Área de estudio

Se seleccionaron masas forestales con presencia de *Abies vejarii* en el ejido La Encantada del municipio General Zaragoza estado de Nuevo León, México, que se localiza en las coordenadas 23°54'18.36" norte y 99°47'44.04" oeste, en un intervalo altitudinal de 2 400 a 2 700 m. Los datos se obtuvieron de cuatro sitios denominados por el paraje de ubicación (Figura 1).

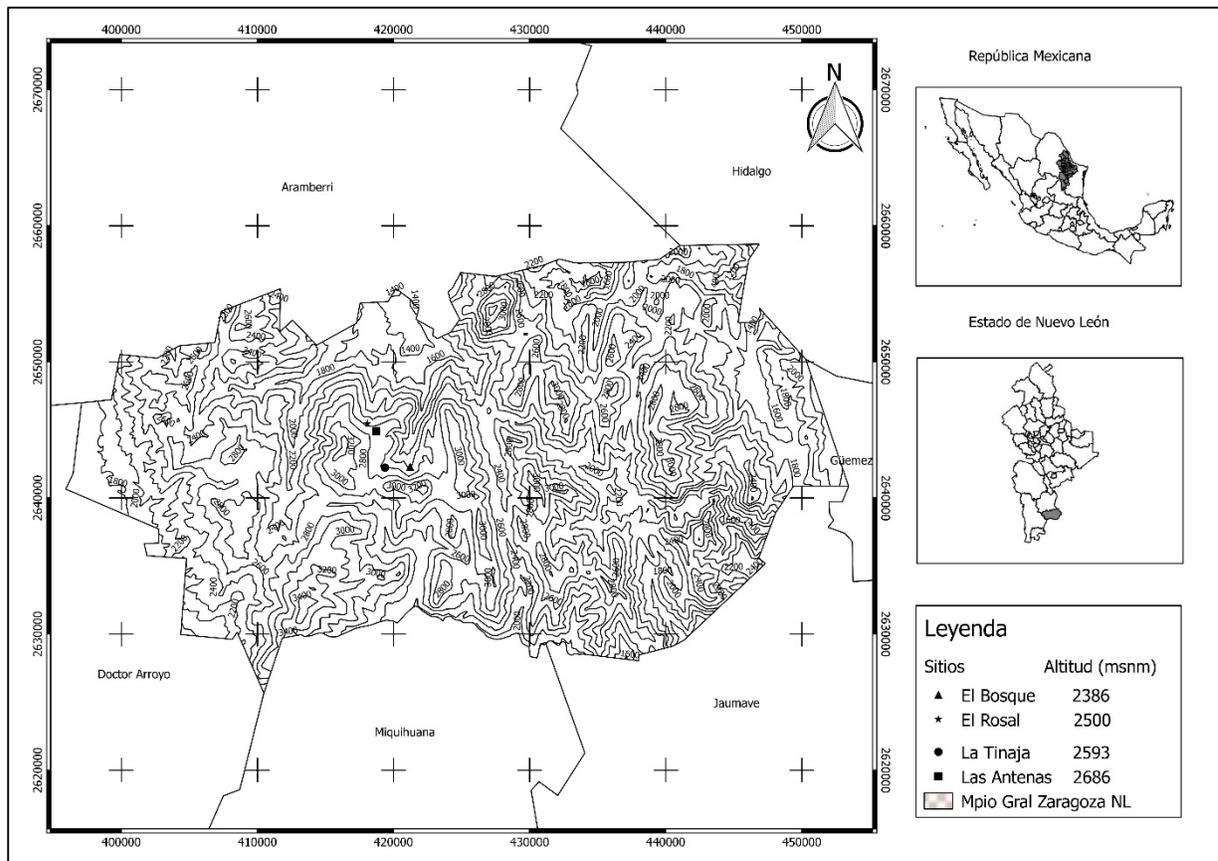


Figura 1. Localidades de muestreo en el área de estudio.

De acuerdo con el sistema nacional de información de estaciones climatológicas y del *WorldClim*, la temperatura media anual osciló entre 12.6 °C y 14.8 °C, con una precipitación media anual de 800 mm (Conagua, 2010; Fick y Hijmans, 2017). La superficie del terreno es accidentada con pendientes pronunciadas. En el área, el clima es de tipo C(E)(w₂) cálido semifrío subhúmedo con lluvias en verano (Inegi, 2010). La vegetación natural corresponde a un bosque de coníferas destinado a la provisión y mejoramiento de los servicios ambientales forestales.

Metodología

Se implementó un diseño de muestreo dirigido, en el que los estratos fueron rodales en diferentes condiciones de desarrollo natural, determinados por su altitud (Figura 2). El muestreo cubrió un área de 10 000 m² (1 ha⁻¹), resultado del levantamiento de cuatro sitios, cada uno con un área de 2 500 m² (50 m × 50 m), en donde se aplicó la metodología recomendada por Corral *et al.* (2009). Se registró información para las especies arbóreas mayores de 7.5 cm de diámetro; las variables cuantificadas fueron: especie, número de árboles, el diámetro normal (DN_{1.30}), altura total (*ht*) y diámetro de copa (norte-sur y este-oeste), así como las distancias del árbol central a cada uno de los árboles dentro del sitio. El diámetro se midió con una forcípula *Haglöf* de 80 cm y una cinta diamétrica *Forestry Suppliers* de 5 m, para la altura se utilizó un hipsómetro *Vertex Forestor Haglöf*; mientras que para los diámetros de copa se empleó un longimetro *Lufkin* de 30 m. Se hizo una colecta botánica de todas las especies vegetales asociadas para su identificación posterior.



Figura 2. Composición y estructura de la dinámica de bosques de *Abies vejarii* Martínez en el ejido La Encantada, Nuevo León. Imágenes de cada sitio donde se ilustran las características del ecosistema estudiado.

Análisis de los datos

La base de datos elaborada con el registro de los individuos en los sitios de muestreo se analizó cuantitativamente para obtener la densidad relativa, frecuencia relativa y la dominancia relativa, y con ellos calcular el índice de valor de importancia (IVI) de las especies arbóreas, que se obtiene a partir de la suma de las tres variables (Curtis y McIntosh, 1950; Mueller-Dombois y Elleberg, 1974; Mostacedo y Fredericksen, 2000; Treviño *et al.*, 2001).

La diversidad se determinó a través del índice de diversidad de *Shannon* para cada comunidad (Shannon y Weaver, 1949), el cual es un algoritmo que describe dicho componente como independiente de la distancia y que refleja la heterogeneidad de una comunidad sobre la base de dos factores: el número de especies presentes y su abundancia relativa (Castellanos *et al.*, 2008) (ecuación 1):

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

Donde:

$P_i = n_i/N$ = Proporción de individuos de la i -ésima especie

n_i = Número de individuos de la especie i

N = Número total de individuos de todas las especies de ese tipo de vegetación en el bosque

\ln = Logaritmo natural

La dominancia de especies se calculó mediante el índice de *Simpson* (1949), un índice de diversidad ponderado hacia los taxa más abundantes en la muestra; cuando su valor aumenta, disminuye la diversidad y se expresa, generalmente, de 0 a 1 (ecuación 2):

$$S' = \sum_{i=1}^S P_i \quad (2)$$

Donde:

P_i = La función de información de *Shannon*

El índice de equidad se refiere al grado de dominancia relativa de cada taxon por sitio, que cuantifica la igualdad como la proporción de la diversidad observada en relación con la máxima diversidad esperada, cuyos valores varían entre 0 y 1; mientras más alto sea el índice, mayor igualdad de las especies. Se calcula de acuerdo con Pielou (1966) con la siguiente expresión matemática (3):

$$E' = H' / \log S \quad (3)$$

Donde:

H' = Índice de Shannon

S = Número de especies

La riqueza de especies dentro de cada comunidad se determinó por el índice de Margalef (1968), mediante la ecuación (4):

$$D_{mg} = H' / \log S \quad (4)$$

Donde:

S = Número de especies

N = Número de individuos

El análisis de la composición estructural consideró la comparación de la distribución de las categorías diamétricas, y para determinar si hay diferencias significativas en la diversidad y en la estructura arbórea entre los cuatro gradientes altitudinales, se utilizó la prueba no paramétrica de *Kruskal-Wallis* (ecuación 5) (Kruskal y Wallis, 1952), con la hipótesis nula de igualdad de medianas y con un nivel de significancia de 95 %; esto se debe a que, previamente, los datos fueron sometidos a pruebas de normalidad de *Kolmogorov-Smirnov* (K-S), los cuales no presentaron una distribución normal.

$$H = \left[\frac{12}{N(N+1)} \sum \frac{R_i}{n_i} \right] \quad (5)$$

Donde:

N = Número total de elementos

R_i = Rango promedio del grupo i

n_i = Número de elementos del grupo i

Se evaluó el efecto de la abundancia de individuos sobre el número de especies entre las altitudes, para lo cual se construyeron curvas de rarefacción realizadas para cada altitud del bosque, en función del número de especies y el número de individuos muestreados (Colwell, 2006; Colwell *et al.*, 2012; Oksanen *et al.*, 2017); lo anterior hizo posible comparar la riqueza de especies entre altitudes. Además, se aplicó el índice de Sørensen entre los sitios, con la finalidad de conocer el porcentaje de especies compartidas (Chao *et al.*, 2005).

Finalmente, a partir de las coordenadas geográficas y la altitud, se evaluó la diversidad beta, con base en la relación de la distancia geográfica entre los sitios de muestreo de cada altitud con pruebas de mantel, en el paquete

estadístico de Vegan en R (Rosenberg y Anderson, 2011). Para comparar la estructura espacial se elaboró una matriz de distancias en los cuatro sitios, basada en la composición florística de cada uno, con sus coordenadas X y Y. Todos los procedimientos para la diversidad se realizaron en el paquete estadístico *R Project* (R Core Team, 2017).

Resultados y Discusión

En las cuatro parcelas de 2 500 m² ha⁻¹ se obtuvo un promedio de 523 individuos de 15 especies, 10 géneros y siete familias. De estos, seis familias que comprenden nueve géneros, 11 especies y 154 individuos, se registraron en El Bosque; cuatro familias que representan seis géneros, siete especies y 105 individuos se consignaron en El Rosal; seis especies pertenecientes a cinco géneros, tres familias y 97 árboles, en la parcela La Tinaja; y el sitio Las Antenas reunió a 167 individuos agrupados en seis especies, cuatro géneros y tres familias (Cuadro 1).



Cuadro 1. Riqueza florística, número de individuos e índices de diversidad para los cuatro sitios del sur de Nuevo León.

Variable	Sitios			
	El Bosque	El Rosal	La Tinaja	Las Antenas
Número de especies	11	7	6	6
Número de géneros	9	6	5	4
Número de familias	7	4	3	3
Densidad (individuos ha ⁻¹)	616	420	388	668
Área Basal (m ² ha ⁻¹)	27.78	48.62	23.99	21.38
Shannon	1.76	1.47	1.69	1.6
Simpson	0.79	0.73	0.8	0.79
Equidad	0.73	0.75	0.94	0.89
Margalef	1.98	1.28	1.09	0.97
Elevación	2 386	2 500	2 593	2 686
Exposición	Norte	Norte	Norte	Norte
Latitud	23°53'24.9" N	23°55'07.6" N	23°53'22.6" N	23°54'49.4" N
Longitud	99°46'26.3" O	99°48'17.8" O	99°47'31.5" O	99°47'54.8" O

El número de especies arbóreas en este estudio fue similar al citado por varios autores en bosques templados con *Abies*, que fluctó entre 5 y 13 (Encina *et al.*, 2008; García *et al.*, 2012; Ávila *et al.*, 2012; Guerrero *et al.*, 2014). La diversidad estuvo influenciada por la estructura del bosque y la composición de las especies (FAO, 2010b).

En general fueron siete familias de árboles taxonómicamente bien representadas en el área de estudio. Pinaceae tiene el máximo de las especies (seis), seguido de Fagaceae (cuatro); Cupressaceae, Ericaceae, Rutaceae, Taxaceae y Ulmaceae tuvieron solo una especie. Sobre la base de la densidad, Pinaceae contribuyó con 56.5 %, seguida de Fagaceae (27.3 %), Cupressaceae (7.2 %), Taxaceae (5.16 %) y

Ericaceae (3.25 %). Para el índice de valor de importancia, Pinaceae aportó 54.8 %, Fagaceae (25.33 %), Cupressaceae (8.35 %), Taxaceae (5.54 %) y Ericaceae con 3.76 % (Cuadro 2). Aunado a lo anterior, Valdez *et al.* (2003) describen una localidad en Nuevo León a 2 100 msnm, en donde se presenta una asociación caracterizada por *Picea martinezii* T. F. Patt, *Cornus florida* L., *Ilex rubra* S. Wats, *Quercus greggii* (A. DC.) Trel., *Abies durangensis* var. *coahuilensis* (I. M. Johnst.) Martínez, *Carya ovata* (Mill.) K. Koch y *Taxus globosa* Schlttdl.

Cuadro 2. Familias de mayor relevancia con base en el Índice de Valor de Importancia (IVI) y el número de especies, géneros e individuos.

Número	Familia	Número de especies	Número de géneros	Número de individuos	IVI %
1	Pinaceae	6	4	296	54.8
2	Fagaceae	4	1	143	25.33
3	Cupressaceae	1	1	38	8.35
4	Taxaceae	1	1	27	5.54
5	Ericaceae	1	1	17	3.76
6	Rutaceae	1	1	1	1.12
7	Ulmaceae	1	1	1	1.1
Total		15	10	523	100

Los índices de la diversidad se calculan, principalmente, para comparar la diversidad y abundancia de especies en diferentes hábitats a una escala similar, y cuanto mayor es su valor, más grande es la riqueza de especies. El análisis de diversidad de especies de árboles muestra que la localidad con menor altitud, El Bosque, mostró la diversidad más destacada con base en el índice de *Shannon* (H') (1.76), así como el índice de *Margalef* más alto con 1.98 y el más bajo valor de equidad (índice de Simpson) con 0.73.

Al respecto, en bosques similares al área de estudio, García *et al.* (2012) determinaron que el índice de diversidad de *Shannon* fue de 1.82 y 2.0, que corresponden a la máxima diversidad de la Sierra Madre Oriental del estado de Nuevo León; Martínez (2014) realizó una investigación sobre sucesión vegetal de un bosque de *Abies guatemalensis* Rehder en el occidente de Guatemala, y obtuvo resultados en riqueza de especies de 3.67 a 3.95. Esta variación puede atribuirse a la disponibilidad de luz, las prácticas de manejo, la competencia con otras plantas y las actividades de pastoreo (Alexander *et al.*, 2006).

El análisis de la estructura florística muestra que, en la localidad más baja la especie dominante es *Abies vejarii* (IVI = 29.42), con dos especies codominantes: *Quercus affinis* Scheidw (18.53) y *Quercus mexicana* Bonpl. (17.23) para formar un bosque de *Abies* – *Quercus*. En la localidad de 2 500 m de altitud, el bosque cambia su estructura para tener dos especies dominantes, *Abies vejarii* (29.47) en el estrato alto y *Cupressus* sp. (31.46), en el medio. Al subir a 2 593 m, *Quercus affinis* (24.07) y *Picea martinezii* (22.59) son dominantes; y *Abies vejarii* (16.91) codominante. En el sitio de mayor altitud, *Quercus affinis* (24.74) es dominante; *Pinus ayacahuite* Ehrenb. et Schltl. (20.91) y *Abies vejarii* (18.39) son codominantes (Cuadro 3).



Cuadro 3. Densidad (individuos ha⁻¹), Índice de Valor de Importancia (IVI), y el área basal (AB) de las especies en los cuatro sitios de estudio.

Spp	El Bosque			Spp	El Rosal			Spp	La Tinaja			Spp	Las Antenas		
	IVI	N ha ⁻¹	AB		IVI	N ha ⁻¹	AB		IVI	N ha ⁻¹	AB		IVI	N ha ⁻¹	AB
AbVe	29.4	224	10.3	CuAr	31.4	152	18.0	QuAf	24.0	68	8.7	QuAf	24.7	192	6.0
QuAf	18.5	124	5.7	AbVe	29.4	144	16.0	PcMa	22.5	128	5.0	PiAy	20.9	152	4.8
QuMe	17.2	100	6.7	PiAy	14.4	44	5.6	AbVe	16.9	64	3.8	AbVe	18.3	160	2.9
QuPo	9.21	36	2.9	PsMe	11.6	32	5.6	PiAy	14.2	44	3.2	PiTe	18.2	88	5.1
PcMa	8.7	52	0.8	QuAf	8.5	40	2.7	TaGl	13.0	48	2.0	ArXa	12.68	64	2.3
TaGl	8.7	56	0.6	PiPs	2.2	4	0.2	PiPs	9.0	36	1.0	QuFu	5.0	12	0.8
PsMe	1.9	8	0.1	TaGl	2.2	4	0.1								
ZaFa	1.6	4	0.1												
PiAy	1.5	4	0.1												
UICr	1.5	4	0.8												
ArXa	1.5	4	0.5												

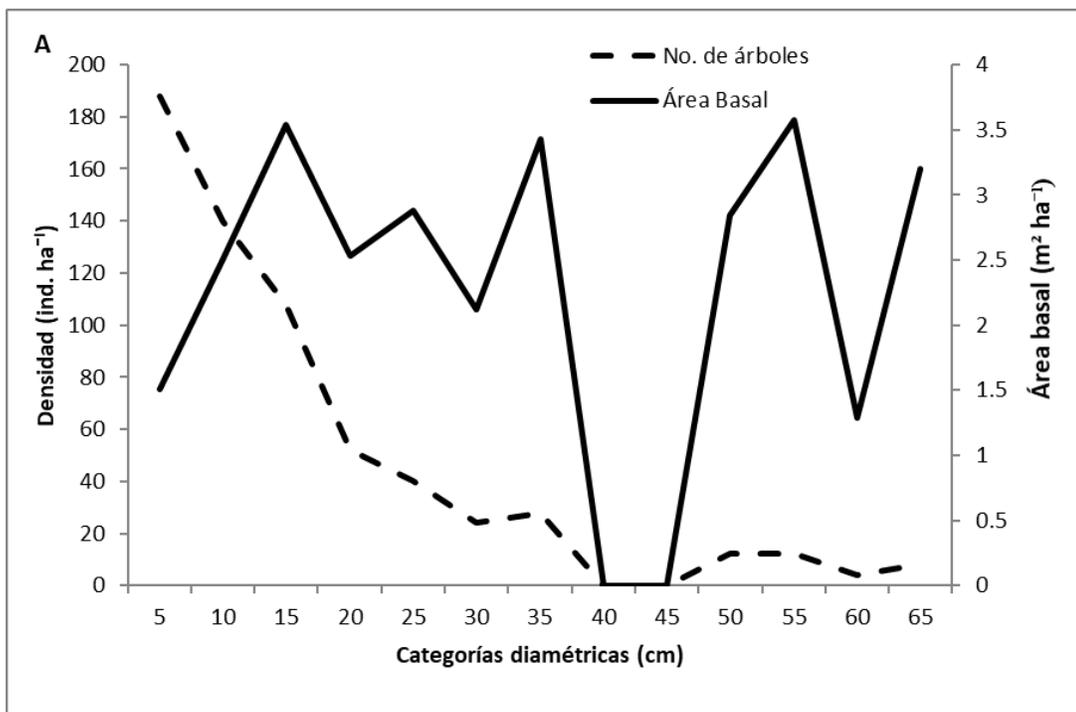
Spp = Especies; AbVe = *Abies vejarii*; ArXa = *Arbutus xalapensis*; CuAr = *Cupressus arizonica* Greene Kunth; PcMa = *Picea martinezii*; PiAy = *Pinus ayacahuite* Ehrenb. ex Schltdl.; PiPs = *Pinus pseudostrobus* Lindl.; PiTe = *Pinus teocote* Schiede ex Schltdl. & Cham.; PsMe = *Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco; QuAf = *Quercus affinis*; QuFu = *Quercus fulva* Liebm.; QuMe = *Quercus mexicana*; QuPo = *Quercus polymorpha* Schltdl. & Cham.; TaGl = *Taxus globosa* Schltdl.; UICr = *Ulmus crassifolia* Nutt; ZaFa = *Zanthoxylum fagara* (L.) Sarg.

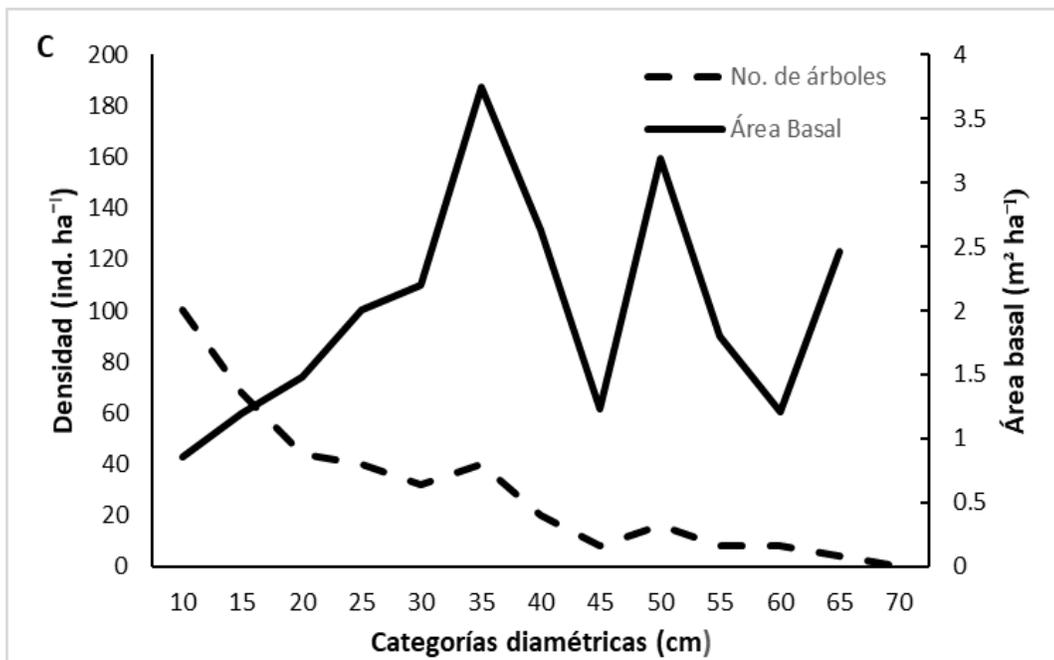
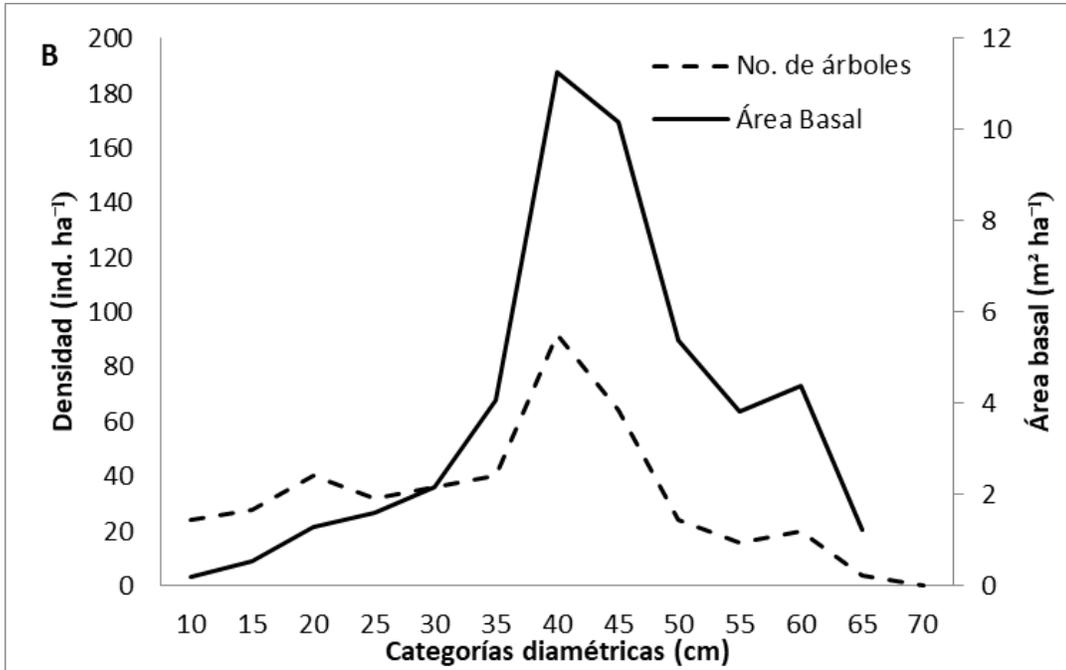
En todas las localidades, las coníferas son el grupo con más especies asociadas a *Abies*, lo que coincide con lo registrado por otros autores (Rzedowski, 1978; Sánchez y López, 2003; Encina *et al.*, 2008).

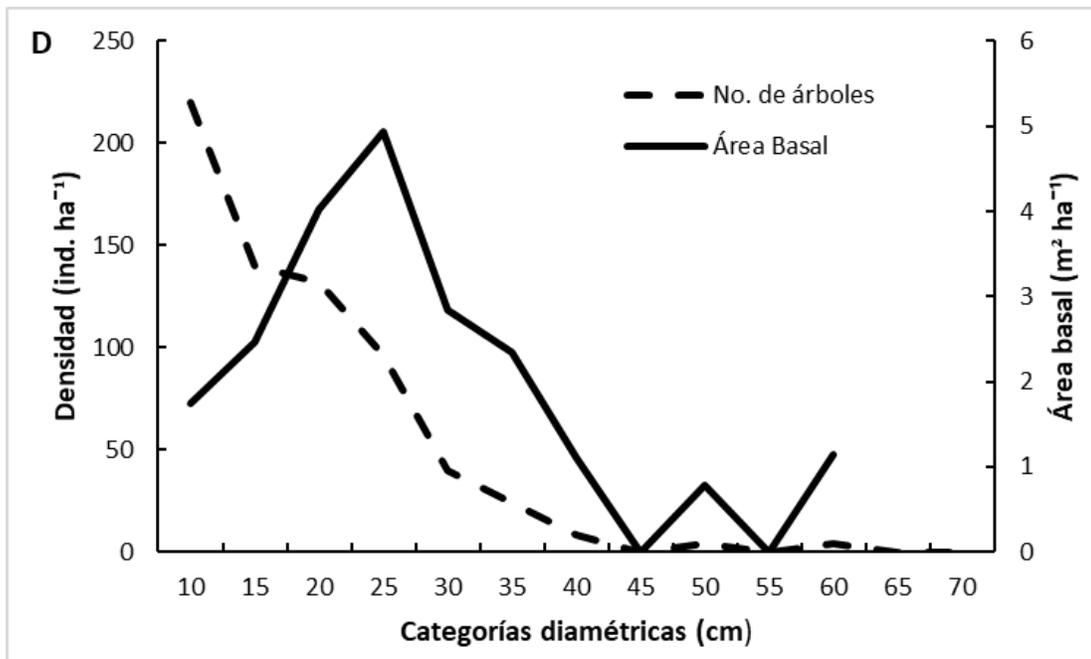
La densidad de especies arbóreas fue diferente a lo largo del gradiente altitudinal; la más alta se determinó en el sitio Las Antenas (668 individuos ha⁻¹) y la más baja en La Tinaja (388 individuos ha⁻¹); estos valores son comparables con los de otros autores en bosques templados del noreste de

México. Jiménez *et al.* (2001) con 297 individuos ha^{-1} ; Aguirre *et al.* (2003), 420-777 individuos ha^{-1} ; Návar (2010), 424-700 individuos ha^{-1} ; Ávila *et al.* (2012), 150-185 individuos ha^{-1} ; y Hernández *et al.* (2013) 716-940 individuos ha^{-1} . El área basal calculada fue de $21.38 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ a $48.62 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ y la media para los cuatro sitios fue de $30.44 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ (Cuadro 3).

La distribución del arbolado en las diversas categorías diamétricas describe las características de un bosque maduro sin manejo en tres de los cuatro sitios, donde se concentra el número más alto de árboles en las clases diamétricas menores, pero la mayor dominancia por área basal corresponde a las categorías superiores (Figura 3). Estas características son atribuibles a la alta competencia y a la intolerancia a la sombra de algunos taxa (Castellanos *et al.*, 2008).







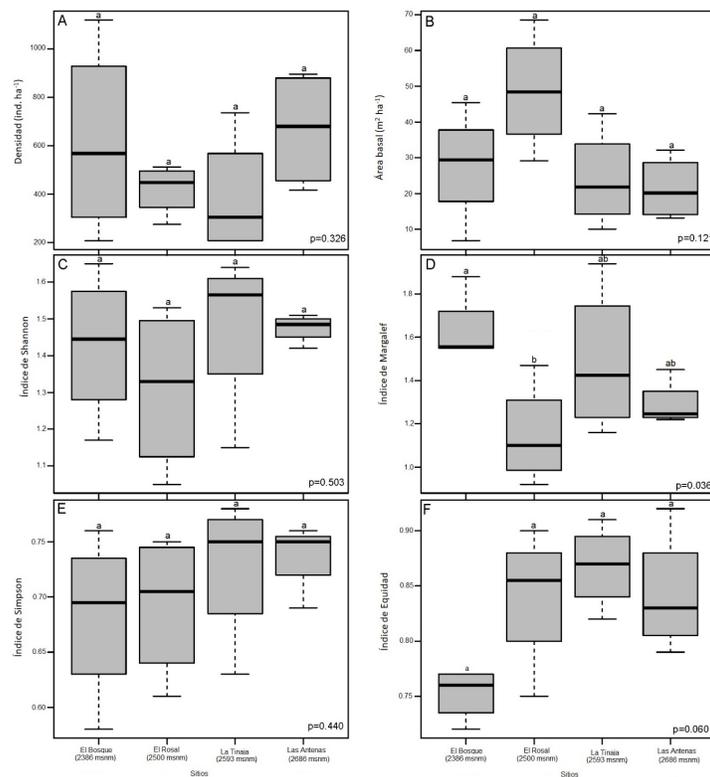
A = El Bosque; B = El Rosal; C = La Tinaja; D = Las Antenas.

Figura 3. Distribución de la densidad de los árboles y el área basal en los rodales, con base en clases de diámetros.

La conformación diamétrica y el área basal para cada masa forestal en los sitios pueden deberse a la composición de las especies, la edad de los árboles, los disturbios y las estrategias de sucesión de los estratos arbóreos (Yu *et al.*, 2009; Price *et al.*, 2011). Neumann (2001) establece que la distribución regular proporciona el máximo espacio y condiciones de crecimiento óptimas para cada individuo, mientras que la de conglomerados provoca pérdidas de incremento. Zenner y Hibbs (2000) señalan que los patrones de distribución han sido vinculados a diferentes procesos como la mortalidad de árboles, la competencia, la regeneración, la creación de huecos y la semillación, que posiblemente son los responsables de los patrones espaciales observados.

Sin embargo, y aunado a lo anterior, la prueba de *Kruskal-Wallis* muestra que la diversidad y la estructura de los rodales no tuvieron diferencias estadísticas significativas entre los intervalos de altitud ($p > 0.05$), excepto en el índice de

Margalef que fue ligeramente inferior en los rodales de mayor altitud ($p < 0.05$), lo que indica que sí hubo una diferencia significativa en la riqueza de especies en el intervalo altitudinal (Figura 4). Probablemente, este patrón se explica porque las especies que se desarrollan en diferentes altitudes experimentan diversas condiciones ambientales y a factores como la edad de los árboles, el tipo de rodal en función de la composición de las especies arbóreas o el efecto de las copas de los árboles que inducen presiones de selección contrastantes que conducen a la diferenciación o aclimatación entre las poblaciones (Sagar *et al.*, 2008; Smith *et al.*, 2008; Coote *et al.*, 2013; Latreille *et al.*, 2017).



A = Densidad; B = Área basal; C = Índice de *Shannon*; D = Índice de *Margalef*; E = índice de *Simpson*; F = Índice de Equidad entre los cuatro sitios.
Valores con diferente letra son significativos (*Tukey-Kramer*; $p \leq 0.05$).

Figura 4. Gráficos de la prueba de *Kruskal-Wallis*.

El análisis de las curvas de rarefacción de las especies estimadas para el gradiente altitudinal presentó asíntota en nueve aproximadamente; en general, se necesitaron 97 individuos para lograr la riqueza máxima y en los intervalos de confianza hubo una superposición en tres parcelas, por lo que no presentaron diferencias significativas en la riqueza. La comunidad de El Bosque estuvo, ligeramente, por encima de los tres sitios; es decir, hay una mayor concentración de la riqueza en la localidad más baja de 2 386 msnm (Figura 5).

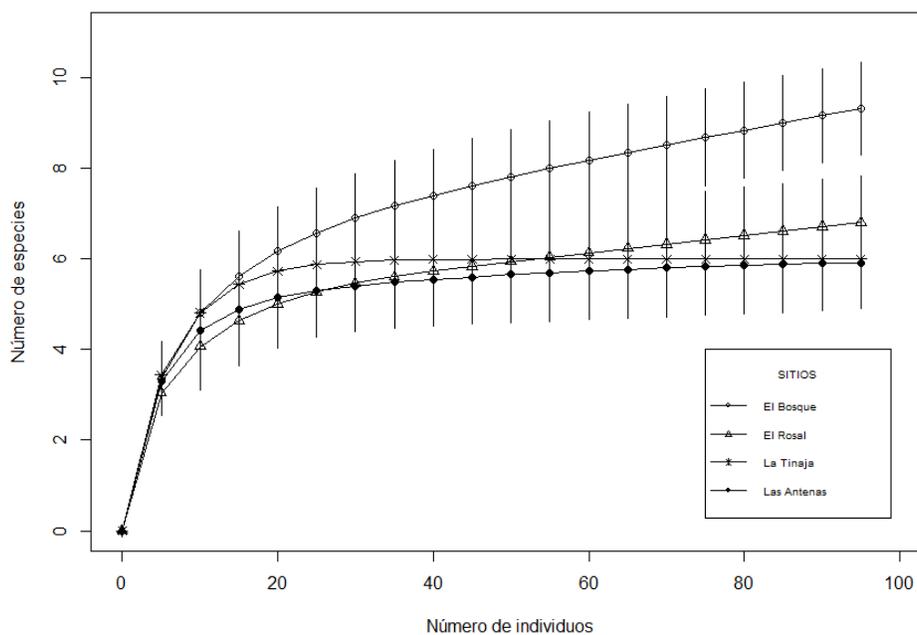


Figura 5. Curva de rarefacción que de la riqueza de especies y el número de individuos entre las comunidades a lo largo del gradiente altitudinal.

Uno de los factores que parece haber influido en la baja diversidad es la distancia que separa una comunidad de otra y con el tipo de bosque bajo estudio. Por lo tanto, esta información evidencia que las especies de bosques templados muestran una cierta equidad en la abundancia relativa (Návar-Cháidez y González-Elizondo, 2009; López-Hernández *et al.*, 2017).

La comparación de los cuatro bosques mediante el índice de *Sørensen* indicó que la similitud florística en los cuatro sitios en promedio fue de 44 %. Esta semejanza es consistente, ya que los bosques mixtos de coníferas albergan grupos de especies dependientes (Gao *et al.*, 2014; Junyan *et al.*, 2014).

El recambio de especies con la distancia geográfica y la altitud entre los cuatro sitios no se correlacionó positivamente ($p > 0.05$); es decir, la distancia a la que están los sitios y la altitud de cada uno no tuvo efecto en la composición florística del bosque. Resultado que es posible asociarlo a factores ambientales como el tipo de bosque, las variaciones topográficas y climáticas, el suelo y la ubicación (Suding *et al.*, 2008; Hirota *et al.*, 2009).

Conclusiones

La composición florística y la dinámica estructural del bosque de *Abies vejarii* estudiado son de gran importancia ecológica por su distribución poblacional restringida y por su valor excepcional para la conservación de la biodiversidad de las masas relictos del noreste de México. Además, facilita la descripción de estos ecosistemas vulnerables ante cambios climáticos, a partir de las respuestas en diferentes altitudes en las interacciones entre las especies.

Los bosques de *A. vejarii* en la región son heterogéneos y contienen comunidades conformadas, principalmente, por especies de los géneros: *Abies*, *Quercus* y *Pinus* que destacan por su dominancia a lo largo del gradiente. El cambio de la diversidad estimada mediante los índices de *Shannon*, de Equidad y de *Simpson* no varió significativamente entre los sitios de muestreo; sin embargo, con el índice de *Margalef* y las curvas de rarefacción. La mayor riqueza de especies a lo largo del gradiente altitudinal se presenta en la comunidad de menor elevación y solo 44 % de las especies mostraron una similitud entre las comunidades.

La distribución de los árboles por clases diamétricas confirma que 90 % de los ejemplares corresponden a diámetros de pequeñas dimensiones menores a 40 cm, característica de un bosque maduro irregular no manejado, y 70 % para área basal.

Finalmente, cabe mencionar que esa ligera variación está influenciada por la distancia que separa a una comunidad de otra, que fue de 300 m en altitud. Estos factores contribuyen a la comprensión de la incidencia de los factores ambientales en el desarrollo de los bosques templados.

Agradecimientos

Los autores agradecen a las autoridades del ejido La Encantada, municipio General Zaragoza, Nuevo León, por las facilidades brindadas. A la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad Autónoma de Nuevo León por el financiamiento, a través del Programa de Apoyo a la Investigación Científica y Tecnológica, denominado "Análisis de la estructura, diversidad y volumen de ecosistemas forestales con especies arbóreas amenazadas en el sur del estado de Nuevo León" con clave: PAICyT CT245-15, bajo la responsabilidad del Dr. Eduardo Javier Treviño Garza. Al equipo de trabajo en campo: Humberto López Alejandro, Israel López Martínez y Valeria Araceli Valdés Castillo.

Conflicto de intereses

Los autores declaran no tener conflicto de intereses.

Contribución por autor

Rigoberto González Cubas: planeación, levantamiento de datos en campo, análisis de la información y redacción del texto; Eduardo Javier Treviño Garza y Marco Aurelio González Tagle: planeación, análisis de la información, y revisión del documento, Álvaro Duque Montoya: análisis estadístico de la información; Martín Gómez Cárdenas planeación de la investigación y revisión del manuscrito.

Referencias

Aguirre C., O. A. 2002. Índices para la caracterización de la estructura del estrato arbóreo de ecosistemas forestales. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 27(92): 5-28.

Aguirre C., O. A., J. Jiménez P. H. Kramer y A. Akça, 2003. Análisis estructural de ecosistemas forestales en el Cerro del Potosí, Nuevo León, México. *Ciencia UANL* 6(2): 219-225.

Alexander, K., J. Butler and T. Green. 2006. The value of different tree and shrub species to wildlife. *British Wildlife* 18(1): 18.

Alvarado R., D., L. Bauer y J. Galindo A. 1991. Declinación y muerte de bosque de oyamel (*Abies religiosa*) en el sur del Valle de México. *Agrociencia. Serie Recursos Naturales Renovables* 3: 123-143.

Anderson T., K. J., A. D. Miller, J. E. Mohan, T. W. Hudiburg, B. D. Duval and E. H. de Lucía. 2013. Altered dynamics of forest recovery under a changing climate. *Global Change Biology* 19(7): 2001–2021.

Ávila F., D. Y., M. A. González T., J. Jiménez P., O. A. Aguirre C., E. J. Treviño G. y B. Vargas L. 2012. Estructura de rodales de *Pinus hartwegii* afectados por incendios utilizando parámetros de vecindad en la Sierra Madre Oriental, México. *Tropical and Subtropical Agroecosystems* 15: 377–387.

Blundo, C., L. R. Malizia, J. G. Blake and A. D. Brown. 2012. Tree species distribution in Andean forests: influence of regional and local factors. *Journal of Tropical Ecology* 28(1): 83–95.

Camarero, J. J. y E. Gutiérrez. 2004. Pace and pattern of recent treeline dynamics: response of ecotones to climatic variability in the Spanish Pyrenees. *Climatic Change* 63: 181–200.

Castellanos B., J. F., E. J. Treviño G., O. A. Aguirre C., J. Jiménez P., M. Musálem S. y R. López A. 2008. Estructura de bosques de pino pátula bajo manejo en Ixtlán de Juárez, Oaxaca, México. *Madera y Bosques* 14(2): 51-63.

Castellanos B., J. F., E. J. Treviño G., O. A. Aguirre C., J. Jiménez P. y A. Velázquez M. 2010. Diversidad arbórea y estructura espacial de bosques de pino-encino en Ixtlán de Juárez, Oaxaca. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 1(2): 39-52.

Chao, A., R. L. Chazdon, R. K. Colwell y T. Shen. 2005. A new statistical approach for assessing similarity of species composition with incidence and abundance data. *Ecology Letters* 8(2): 148-159.

Colwell, R. K. 2006. Estimates: statistical estimation of species richness and shared species from samples. Ver 8. www.purl.oclc.org/estimates (12 de agosto de 2017).

Colwell, R. K., A. Chao, N. J. Gotelli, S. Y. Lin, C. X. Mao, R. L. Chazdon and J. T. Longino. 2012. Models and estimators linking individual-based and sample-based rarefaction, extrapolation, and comparison of assemblages. *Journal of Plant Ecology* 5:3-21.

Comisión Nacional del Agua (Conagua). 2010. Información climatológica por estado. <<http://smn.cna.gob.mx/es/informacion-climatologica-ver-estado?estado=nl>> (15 de septiembre de 2017).

Condit, R., N. Pitman, E. G. Leigh, J. Chave, J. Terborgh, R. B. Foster, P. Núñez, S. Aguilar, R., Valencia, G. Villa, H. C. Muller L., E. Losos and S. P. Hubbell. 2002. Beta-diversity in tropical forest trees. *Science* 295 (5555): 666-669.

Coote, L., A. C. Dietzsch, M. W. Wilson, C. T. Graham, L. Fuller, A. T. Walsh, S. Irwin, D. L. Kelly, F. J. G. Mitchell, T. C. Kelly and J. O'Halloran. 2013. Testing indicators of biodiversity for plantation forests. *Ecological Indicators* 32: 107-115.

Corral R., J., B. Vargas L., C. H., Wehenkel, O. A. Aguirre C., J. G. Álvarez G. y A. Rojo A. 2009. Guía para el establecimiento de sitios de investigación forestal y de suelos en bosques del estado de Durango. Universidad Juárez del Estado de Durango. Durango, Dgo., México. 81 p.

Curtis, J. T. and R. P. McIntosh, 1950. The interrelations of certain analytic and synthetic phytosociological characters. *Ecology* 31: 434-455.

Cuyckens G., A. E., L. R. Malizia y C. Blundo. 2015. Composición, diversidad y estructura de comunidades de árboles en un gradiente altitudinal de selvas subtropicales de montaña (Serranías de Zapla, Jujuy, Argentina). *Madera y Bosques* 21(3): 137-148.

Encina D., D. J. A., F. J. Encina D., E. Mata R. y J. Valdés R. 2008. Aspectos estructurales, composición florística y caracterización ecológica del bosque de oyamel de la sierra de Zapalinamé, Coahuila, México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 83: 13-24.

Fagre, D. and D. L. Peterson. 2002. Modelling and monitoring ecosystem responses to climate change in three North American mountain ranges. *In: Körner, C. and E. M. Spehn (eds.). Mountain biodiversity a global assessment.* Parthenon Publishing Group. New York, NY, USA. pp. 249–259.

Farjon, A. 2013. *Abies vejarii*. The IUCN Red List of threatened species 2013: e.T42302A2970671. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2013-1.RLTS.T42302A2970671> (12 de agosto de 2017).

Farjon, A. and D. Filler. 2013. *An Atlas of the World's Conifers: An Analysis of their Distribution, Biogeography, Diversity and Conservation Status.* Brill, The Netherlands. 524 p.

Fick, S. E. and R. J. Hijmans. 2017. Worldclim 2: New 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 37(12):4302-4315.

- Gao, T., M. Hedblom, T. Emilsson and A. B. Nielsen. 2014. The role of forest stand structure as biodiversity indicator. *Forest Ecology and Management* 330: 82-93.
- García A., M. A., A. E. Estrada C., C. M. Cantú A. y M. Pando M. 2012. Clasificación de nueve sitios de bosque mixto de coníferas con presencia de *Taxus globosa* en la Sierra Madre Oriental, Nuevo León y Tamaulipas, México. *Botanical Sciences* 90(1): 53-62.
- Gernandt, D. S. y J. A. Pérez de la Rosa. 2014. Biodiversidad de Pinophyta (coníferas) en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 85: 126-133.
- Girardin, C. A. J., Y. Malhi, L. E. O. C. Aragao, M. Mamani, W. Huaraca H., L. Durand, K. J. Feeley, J. Rapp, J. E. Silva E., M. Silman, N. Salinas and R. J. Whittaker. 2010. Net primary productivity allocation and cycling of carbon along a tropical forest elevational transect in the Peruvian Andes. *Global Change Biology* 16(12): 3176–3192.
- Granados S., D., G. F. López R. y M. A. Hernández G. 2007. Ecología y silvicultura en bosques templados. *Revista Chapingo. Serie: Ciencias Forestales y del Ambiente* 13(1): 67-83.
- Guerrero H., R., J. G. González G. y A. Castro C. 2014. Análisis florístico de un bosque de *Abies* y el bosque mesófilo de montaña adyacente en Juanacatlán, Mascota, Jalisco, México. *Botanical Sciences* 92(4): 541-562.
- Hernández S., J., O. A. Aguirre C., E. Alanís R., J., Jiménez P., E. J. Treviño G., M. A. González T., C. Luján Á., J. M. Olivas G. y L. A. Domínguez P. 2013. Efecto del manejo forestal en la diversidad y composición arbórea de un bosque templado del noroeste de México. *Revista Chapingo. Serie: Ciencias Forestales y del Ambiente* 19(2):189-200.
- Hirota, M., P. Zhang, S. Gu, M. Du, A. Shimono, H. Shen, Y. Li and Y. Tang. 2009. Altitudinal variation of ecosystem CO₂ fluxes in an alpine grassland from 3600 to 4200 m. *Journal of Plant Ecology* 2(4):197-205.

Homeier, J., S. W. Breckle, S. Günter, R. T. Rollenbeck and C. Leuschner. 2010. Tree Diversity, Forest Structure and Productivity along Altitudinal and Topographical Gradients in a Species-Rich Ecuadorian Montane Rain Forest: Ecuadorian Montane Forest Diversity and Structure. *Biotropica* 42(2): 140–148.

Instituto Nacional de Estadística y Geografía (Inegi). 2010. Compendio de información geográfica municipal. Gral. Zaragoza. Nuevo León.
<http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/Topografia/Compendio.aspx> Fecha de consulta (6 de 12 de 2017).

Jiménez, J., O. Aguirre y H. Kramer. 2001. Análisis de la estructura horizontal y vertical en un ecosistema multicohortal de pino-encino en el norte de México. *Investigación Agraria. Sistemas y Recursos Forestales* 10(2): 355-366.

Junyan, Z., C. Kewu, Z. Runguo and D. Yi. Changes in floristic composition, community structure and species diversity across a tropical coniferous broadleaved forest ecotone. *Tropical Conservation Science* 7: 126–144.

Kruskal, W. H. and A. W. Wallis. 1952. Use of ranks in one-criterion variance analysis. *Journal of the American Statistical Association* 47(260): 583-621.

Latreille, A., H. Davi, F. Huard and C. Pichot. 2017. Variability of the climate-radial growth relationship among *Abies alba* trees and populations along altitudinal gradients. *Forest Ecology and Management* 396: 150-159.

López-Hernández, J. A. L., O. A., Aguirre-Calderón, E. Alanís-Rodríguez, J. C. Monarrez-González, M. A. González-Tagle y J. Jiménez-Pérez. 2017. Composición y diversidad de especies forestales en bosques templados de Puebla, México. *Madera y Bosques* 23(1): 39-51.

Margalef, R. 1968. *Perspectives in Ecological Theory*, University of Chicago Press, Chicago, IL USA. 111 p.

Martínez A., J. V. 2014. Sucesión vegetal en bordes de bosques de pinabete (*Abies guatemalensis* Rehder) del occidente de Guatemala. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 5(23): 64-77.

Martínez-Méndez, N., E. Aguirre-Planter, L. E. Eguiarte y J. P. Jaramillo-Correa. 2016. Modelado de nicho ecológico de las especies del género *Abies* (Pinaceae) en México: Algunas implicaciones taxonómicas y para la conservación. *Botanical Sciences* 94(1): 5-24.

Meraz M., M. J., F. J. Hernández, S. Corral R. y J. A. Nájera L. 2017. Diversidad arbórea a diferentes niveles de altitud en la región de El Salto, Durango. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 8(40): 57-68.

Mostacedo, B. y T. S. Fredericksen. 2000. Manual de métodos básicos de muestreo y análisis en ecología vegetal. Editora El País. Santa Cruz, Bolivia. 87 p.

Mueller-Dombois, D. and H. Ellenberg. 1974. Aims and methods of vegetation ecology. John Wiley and Sons Co. New York NY, USA. 547 p.

Návar Ch., J. J. 2010. Los bosques templados del estado de Nuevo León: el manejo sustentable para bienes y servicios ambientales. *Madera y bosques* 16(1): 51-69.

Návar-Cháidez, J. J. y S. González-Elizondo. 2009. Diversidad, estructura y productividad de bosques templados de Durango, México. *Polibotánica* 27: 71-87.

Neumann, M. and F. Starlinger. 2001. The significance of different indices for stand structure and diversity in forest. *Forest Ecology and Management* 145: 91-106.

Oksanen, J., F. G. Blanchet, R. Kindt, P. Legendre, P. R. Minchin, R. B. O'Hara, G. L. Simpson, P. Solymos, M. H. H Stevens and H. Wagner. 2017. Vegan: Community ecology package. <https://cran.r-project.org/web/packages/vegan/index.html> (6 de diciembre de 2017).

Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO). 2010a. Evaluación de los recursos forestales mundiales 2010: Informe nacional, México. FRA2010/132. Roma, Italia. 98 p.

Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO). 2010b. Evaluación de los recursos forestales mundiales 2010: Informe principal. FRA2010/041. Roma, Italia. 381 p.

Pielou, E. C. 1966. Pieloum. The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of Theoretical Biology* 13: 131-144.

Price, M. F., G. Gratzler, L. Alemayehu D., T. Kohler, D. Maselli and R. Romeo (eds.). 2011. Mountain Forests in a Changing World: Realizing Values, Addressing Challenges. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) and Centre of Development and Environment (CDE). Rome, Italy. 82 p.

R Core Team. 2017. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/> (6 de diciembre de 2017).

Rosenberg, M. S. and C. D. Anderson. 2011. PASSaGE: Pattern Analysis, Spatial Statistics and Geographic Exegesis. Version 2. *Methods in Ecology and Evolution* 2(3): 229–232.

Rzedowski, J. 1978. Vegetación de México. Ed. Limusa. México, D. F., México. 432 p.

Saavedra-Romero, L. L., D. Alvarado-Rosales, J. Vargas-Hernández y T. Hernández-Tejeda. 2003. Análisis de la precipitación pluvial en bosques de *Abies religiosa* (HBK.) Schlecht. et Cham., en el sur de la ciudad de México. *Agrociencia* 37(1): 57-64.

Sagar, R., A. Singh and J. S. Singh. 2008. Differential effect of woody plant canopies on species composition and diversity of ground vegetation: a case study. *Tropical Ecology* 49(2): 189-197.

- Sánchez G., A., L. López M. y H. Vibrans. 2006. Composición y patrones de distribución geográfica de la flora del bosque de oyamel del cerro Tlálloc, México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 79: 67-78.
- Sánchez G., A. y L. López M. 2003. Clasificación y ordenación de la vegetación del norte de la Sierra Nevada, a lo largo de un gradiente altitudinal. *Anales del Instituto de Biología. Serie Botánica* 74(1):47-71.
- Secretaria de Medio Ambiente de Recursos Naturales (Semarnat). 2010. NOM-059-Semarnat-2010. Protección ambiental – especies nativas de México de flora y fauna silvestres - categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio - lista de especies en riesgo. *Diario Oficial de la Federación* (30 de diciembre de 2010). México, D.F., México. 77 p.
- Shannon, C. E. and W. Weaver. 1949. *The mathematical theory of communication* University of Illinois. Press Urbana and Chicago. Chicago, IL, USA. 28 p.
- Simpson, E. 1949. Measurement of diversity. *Nature* 163, 688.
doi:10.1038/163688a0.
- Smith, G. F., T. Gittings, M. Wilson, L. French, A. Oxbrough, S. O'Donoghue, J. O'Halloran, D. L. Kelly, F. J. G. Mitchell, T. Kelly, S. Iremonger, A McKee and P. Giller. 2008. Identifying practical indicators of biodiversity for stand-level management of plantation forests. *Biodiversity and Conservation* 17(5): 991-1015.
- Stephenson, N. L. and P. J. Mantgem. 2005. Forest turnover rates follow global and regional patterns of productivity: Patterns in forest turnover rates. *Ecology Letters* 8(5): 524–531.

Suding, K. N., S. Lavorel, F. S. Chapin, J. H. C. Cornelissen, S. Díaz, E. Garnier, D. Goldberg, D. U. Hooper, S. T. Jackson and M. L. Navas. 2008. Scaling environmental change through the community-level: a trait-based response-and-effect framework for plants. *Global Change Biology* 14: 1125-1140.

Treviño G., E. J., C. Cavazos C. y O. A. Aguirre C. 2001: Distribución y estructura de los bosques de galería en dos ríos del centro sur de Nuevo León. *Madera y Bosques* 7(1):13- 25.

Valdez T., V., R. Foroughbakhch P. y G. J. Alanís F. 2003. Distribución relictual del bosque mesófilo de montaña en el noreste de México. *Ciencia* 6(3):360-365.

Xiang, X., M. Cao and Z. Zhou. 2007. Fossil history and modern distribution of the genus *Abies* (Pinaceae). *Frontiers of Forestry in China* 2(4): 355-365.

Yu, H., T. Wiegand, X. Yang and L. Ci. 2009. The impact of fire density-dependent mortality on the spatial patterns of a pine forest in the Hulun Buir sandland, Inner Mongolia, China. *Forest Ecology and Management* 257(10): 2098-2107.

Zenner, E. K. and D. E. Hibbs. 2000. A new method for modelling the heterogeneity of forest structure. *Forest Ecology and Management* 129(1): 75-87.



Todos los textos publicados por la **Revista Mexicana de Ciencias Forestales**—sin excepción— se distribuyen amparados bajo la licencia *Creative Commons 4.0 Atribución-No Comercial (CC BY-NC 4.0 Internacional)*, que permite a terceros utilizar lo publicado siempre que mencionen la autoría del trabajo y a la primera publicación en esta revista.