

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN
FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES**



TESIS

**ANÁLISIS DE LA ESTRUCTURA FORESTAL DE COMUNIDADES
SEMIÁRIDAS EN EL NORESTE DE MÉXICO**

POR

M.C. PAMELA ANABEL CANIZALES VELÁZQUEZ

**COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL GRADO DE
DOCTOR EN CIENCIAS CON ORIENTACIÓN EN MANEJO DE
RECURSOS NATURALES**

JULIO 2016

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

**FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES
SUBDIRECCIÓN DE POSGRADO**



**ANÁLISIS DE LA ESTRUCTURA FORESTAL DE COMUNIDADES
SEMIÁRIDAS EN EL NORESTE DE MÉXICO**

Por:

M.C. PAMELA ANABEL CANIZALES VELÁZQUEZ

Como requisito parcial para obtener el grado de
DOCTORADO EN CIENCIAS CON ORIENTACIÓN EN MANEJO DE
RECURSOS NATURALES

JULIO 2016

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES
SUBDIRECCIÓN DE POSGRADO

ANÁLISIS DE LA ESTRUCTURA FORESTAL DE COMUNIDADES
SEMIÁRIDAS EN EL NORESTE DE MÉXICO

Por:

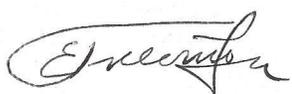
M.C. PAMELA ANABEL CANIZALES VELÁZQUEZ

Como requisito parcial para obtener el grado de
DOCTORADO EN CIENCIAS CON ORIENTACIÓN EN MANEJO DE
RECURSOS NATURALES

COMITÉ DE TESIS



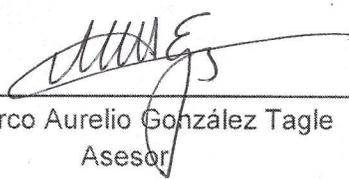
Dr. Oscar Alberto Aguirre Calderón
Director



Dr. Eduardo Javier Treviño Garza
Codirector



Dr. Eduardo Alanís Rodríguez
Asesor



Dr. Marco Aurelio González Tagle
Asesor



Dr. José Villanueva Díaz
Director externo

Julio 2016

Agradecimientos

Agradezco al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT). Por las becas otorgadas, una para la realización de los estudios de doctorado y otra para una estancia en el extranjero.

También agradezco a la Facultad de Ciencias Forestales (FCF) de la Universidad Autónoma de Nuevo León (UANL), por la oportunidad de llevar a cabo mis estudios de doctorado en manejo de recursos naturales.

Agradezco al Dr. Oscar Aguirre Calderón, por sus valiosas observaciones, asesoría, consejos y sobre todo por su amistad.

Al Dr. Eduardo Alanís Rodríguez, por sus consejos, recomendaciones y por todos estos años de amistad y crecimiento mutuo.

Al Dr. Eduardo Treviño Garza, Dr. Marco González Tagle y Dr. José Villanueva Díaz, por sus aportaciones para el mejoramiento de este trabajo y por su invaluable amistad.

Al Dr. Enrique Jurado Ybarra por sus consejos y orientación durante mis estudios de posgrado, y por su gran amistad.

Al Dr. José Manuel Mata Balderas por su colaboración para la realización de unos de los capítulos del documento.

Al M.C. Ernesto Rubio Camacho, por sus valiosas recomendaciones y comentarios y aportes para la mejora sustancial del documento.

Al departamento de dendrocronología del INIFAP CENID-RASPA, al Dr. José Villanueva Díaz, a la M.C, Vicenta Constante García, al M.C. Julián Cerano por su apoyo y facilidades brindadas para la realización de mi estancia académica, así como en el análisis de las muestras. Asimismo al M.C. Luis Enrique Montes González, Lic. Luis Javier Sifuentes Hernández, por su apoyo desinteresado durante el procesamiento de las muestras.

Al técnico Humberto López Alejandro, al Ing. Vicente Muñoz, a la M.C. Vicenta Constante y el M.C. Hernaldo Padilla por su apoyo para la toma de datos en campo.

A la Lic. Brianda Bernal Chávarri y la M.C. Eva Díaz García, por su apoyo durante la realización del doctorado, pero sobre todo por su gran amistad.

Al Dr. Artemio Carrillo Parra del laboratorio de tecnología de la madera de la FCF, por las facilidades brindadas para el procesamiento de muestras y al técnico Alejandro Chávez

Al Dr. José Marmolejo por las facilidades brindadas para el uso de equipo microscópico en el laboratorio de micología de la FCF.

Al Dr. Pablo Villagra y el Dr. Juan Álvarez del CONICET Mendoza, Argentina, por recibirme, orientarme y apoyarme durante mi estadía, así como en el análisis de las muestras y de los datos, pero sobre todo por su hospitalidad, sus enseñanzas y su gran amistad.

A Cecilia Vega, Pablo Meglioli, Paula Nárvaez, Victoria García, Milagros Rodríguez, Eugenia Aciar, Eugenia Marcotti, Anabela Bonada, Ana Srur, Erica Cesca, Carolina Trigo, Lucía Puppo, por su gran apoyo durante mi estancia en Argentina y por su valiosa amistad.

A mi esposo Hernaldo Padilla Rangel, por su apoyo incondicional.

INDICE GENERAL		Pág.
Resumen		i
Abstract		iii
Introducción		1
Justificación		3
Objetivos		4
General.....		4
Particulares.....		4
 Capítulo 1		
Análisis estructural de matorrales adyacentes al Área Metropolitana de Monterrey, México		5
Resumen.....		5
Abstract.....		6
Introducción.....		6
Materiales y métodos.....		8
Resultados.....		11
Discusión.....		14
Literatura citada.....		19
 Capítulo 2		
Caracterización estructural de una comunidad arbórea con actividad pastoril-silvícola en el noreste de México		39
Resumen.....		39
Abstract.....		40
Introducción.....		40
Materiales y métodos.....		42
Resultados.....		45
Discusión.....		50
Literatura citada.....		55

Capítulo 3	
Distribución espacial de comunidades vegetales semiáridas con diferente historia de manejo en Nuevo León, México	61
Resumen.....	61
Abstract.....	61
Introducción.....	62
Materiales y métodos.....	64
Resultados.....	70
Discusión.....	73
Literatura citada.....	77
Capítulo 4	
Crecimiento leñoso de <i>Prosopis</i> spp. en dos comunidades con diferente uso antropogénico en el Noreste de México	83
Resumen.....	83
Abstract.....	83
Introducción.....	84
Materiales y métodos.....	86
Resultados.....	89
Discusión.....	92
Literatura citada.....	95
Conclusiones.....	99
Bibliografía.....	102

ÍNDICE DE FIGURAS	Pág.
Capítulo 1	
Análisis estructural de matorrales adyacentes al Área Metropolitana de Monterrey, México.	
Figura 1. Localización de las áreas de estudio. A) Norte de México y sur de EUA, B) estado de Nuevo León, noreste de México, y C) municipios del Área Metropolitana de Monterrey, incluyendo las áreas de estudio: MET, matorral espinoso tamaulipeco, MS matorral subinermes, MSM matorral submontano, MDR matorral desértico rosetófilo.....	8
Figura 2. Distribución de las frecuencias del índice de valor de importancia relativo en las comunidades evaluadas: MET, matorral espinoso tamaulipeco; MS, matorral subinermes; MSM, matorral submontano; MDR, matorral desértico rosetófilo.....	12
Figura 3. Cobertura arbórea de las comunidades evaluadas: MET, matorral espinoso tamaulipeco; MS, matorral subinermes; MSM, matorral submontano; MDR, matorral desértico rosetófilo.....	13
Figura 4. Curva de dominancia-diversidad de especies.....	14
Capítulo 2	
Caracterización estructural de una comunidad arbórea con actividad pastoril-silvícola en el noreste de México	
Figura 1. Localización del área de estudio. A) norte de México y sur de EUA, B) estado de Nuevo León, noreste de México, y C) ciudad de Linares, ejido “El Guajolote”.....	43
Figura 2. Modelo lineal para diámetro normal (DAP)-cobertura de copa (CC) para todas las especies en el área de estudio.....	48
Figura 3. Histograma de frecuencia de la altura total de todos los individuos en el área de estudio.....	49
Figura 4. Histograma de frecuencia de las clases diamétricas de todos los individuos en el área de estudio.....	50

Capítulo 3

Distribución espacial de comunidades vegetales semiáridas con diferente historia de manejo en Nuevo León, México

Figura 1. Localización del área de estudio. A) Norte de México y sur de EUA, B) estado de Nuevo León, noreste de México, y C) áreas de estudio, municipios de Linares (EL Guajolote) y General Terán (San Felipe de Jiménez) dentro de la provincial fitogeográfica de la Planicie Costera del Noreste (color gris).....	66
Figura 2. Distribución de las especies para el sitio Guajolote (GS1, GS2, GS3 y GS4) y para el sitio General Terán TS1, TS2, TS3 y TS4); los ejes “x” y “y” indican la distancia en metros. Los puntos están escalados al diámetro.....	70
Figura 3. Función L(r) por sitio, la línea continua representa la L(r) observada, la línea punteada representa el valor teórico de la distribución CSR. El área sombreada gris corresponde a las bandas de significancia (envelopes) generadas a partir de 99 simulaciones con el método de Monte Carlo.....	71
Figura 4. Función de correlación por atributos MCF para diámetro, por sitio, la línea continua representa los valores observados; la línea punteada verde indica la independencia entre las marcas ($k_{mm}[r] = 1$); la línea punteada roja representa los valores teóricos esperados.....	72

Capítulo 4

Crecimiento leñoso de *Prosopis* spp. en dos comunidades con diferente uso antropogénico en el Noreste de México

Figura 1. Climogramas de estaciones climatológicas cercanas a los sitios de estudio, a) “San Felipe de Jiménez”, General Terán y b) “El Jazminal”, Saltillo.....	87
Figura 2. Espesor de anillos de crecimiento a través de la edad en mm. Las líneas grises representan a <i>P. glandulosa</i> en el sitio “El Jazminal”,	

las líneas negras representan a <i>P. laevigata</i> en el sitio “San Felipe de Jiménez”.....	89
Figura 3. Incremento diamétrico anual (mm). Las líneas grises representan los valores promedio de <i>P. glandulosa</i> en el sitio “El Jazminal”, las líneas negras representan a <i>P. laevigata</i> en el sitio “San Felipe de Jiménez”.....	90
Figura 4. Diámetro anual acumulado (mm). Las líneas grises representan a <i>P. glandulosa</i> en el sitio “El Jazminal”, las líneas negras representan a <i>P. laevigata</i> en el sitio “San Felipe de Jiménez”. Las líneas punteadas indican los valores promedio de los árboles analizados, las líneas finas representan las series individuales.....	91
Figura 5. a) Relación entre biomasa total (kg) y edad (años) de <i>Prosopis laevigata</i> , b) relación entre biomasa total (kg) y edad (años) de <i>Prosopis glandulosa</i>	91

INDICE DE TABLAS	Pág.
Capítulo 1	
Análisis estructural de matorrales adyacentes al Área Metropolitana de Monterrey, México.	
Tabla 1. Descripción de las áreas evaluadas.....	9
Tabla 2. Abundancia, frecuencia, dominancia y VIR de las comunidades evaluadas.....	24
Capítulo 2	
Caracterización estructural de una comunidad arbórea con actividad pastoril-silvícola en el noreste de México	
Tabla 1. Valores de abundancia, frecuencia, dominancia y valor de importancia relativa (VIR) de las especies en el área de estudio.....	46

Tabla 2. Valores de diámetro, altura y cobertura de copa e índice de valor forestal (IVF) de las especies en el área de estudio.....	47
Tabla 3. Estadísticos y parámetros de los modelos probados.....	47

RESUMEN

Con el fin de contribuir al conocimiento ecológico de las comunidades semiáridas del noreste de México se realizó la caracterización estructural de comunidades vegetales con diferentes condiciones de uso. Se estudiaron cuatro comunidades de matorrales adyacentes al Área Metropolitana de Monterrey (AMM), así como dos comunidades de matorral espinoso tamaulipeco con diferente uso en los municipios de Linares y General Terán. Para las comunidades del AMM se establecieron 25 sitios de muestreo de 100 m² para cada tipo de matorral (matorral espinoso tamaulipeco, matorral subinerme, matorral desértico rosétofilo y matorral submontano). Se registraron los valores de abundancia, cobertura, valor de importancia relativa (*VIR*) y la diversidad-dominancia de las especies arbóreas, arbustivas y suculentas presentes. La familia más representativa en tres de las comunidades fue Fabaceae. Las especies con los valores de *VIR* más altos fueron *Agave lecheguilla* (agave lechuguilla, matorral desértico rosétofilo), *Cordia boissieri* (matorral espinoso tamaulipeco y matorral subinerme) y *Acacia rigidula* (matorral submontano). Las comunidades vegetales están conformadas principalmente por dos estratos: arbustos bajos y medianos. Las comunidades con mayor cobertura aérea fueron el matorral espinoso tamaulipeco y matorral submontano. Para la comunidad de Linares, se estudió un área con manejo pastoril-silvícola, en la que se establecieron cinco sitios de muestreo de 2500 m² cada uno; se realizó un inventario de todas las especies arbóreas ≥ 7.5 cm de diámetro a la altura de 1.30 m (DBH). Se determinaron parámetros estructurales de la vegetación como: abundancia relativa, frecuencia relativa, dominancia relativa, índice de valor de importancia y el índice de valor forestal. Además se estimaron modelos diámetro normal (DBH) - área de copa. Las especies ecológicamente dominantes fueron *Prosopis laevigata* y *Ebenopsis ebano*, cuya densidad y cobertura vegetal fueron las más altas; la estructura vertical mostró alta proporción de individuos con tallas ≥ 6 m. La relación entre el DBH y la cobertura vegetal se ajustó mejor a un modelo Lineal con una $R^2 =$

0.621. Posteriormente con el objetivo de caracterizar la estructura espacial de comunidades vegetales con diferentes condiciones de uso; se estudiaron dos comunidades: una con 22 años de abandono agrícola (General Terán) y la otra con manejo pastoril-silvícola (Linares). Se evaluaron todos los individuos ≥ 7.5 cm de diámetro normal ($d_{1.30}$) empleando la función $K(r)$ de Ripley en su forma normalizada univariada $L(r)$ y la correlación dimensional diamétrica a través de la correlación espacial por atributos. También se estimó el crecimiento *Prosopis laevigata* y *P. glandulosa* en dos comunidades con diferente uso antropogénico. Se analizaron 17 y 18 árboles respectivamente, mediante el análisis de los anillos de crecimiento se evaluó el crecimiento y se estimó la biomasa a partir de ecuaciones alométricas. Presentando un incremento diamétrico anual promedio de 3.4 mm para *P. glandulosa* y de 4.2 mm para *P. laevigata* y un espesor de anillos de crecimiento promedio de 2.07 mm para *P. laevigata* y 1.7 mm para *P. glandulosa*. En relación a la biomasa total se estimó 1.19 kg/año para *P. glandulosa* y 0.9565 kg/año para *P. laevigata*.

De acuerdo con la curva de dominancia-diversidad de las especies, se determinó que las comunidades de matorrales adyacentes al AMM se encuentran en estadio sucesional maduro. Por otra parte se sugiere que la estructura del matorral condicionada por el manejo forestal ha aportado valor adicional al área para el aprovechamiento de las especies vegetales presentes, además de la importancia ecológica de las especies para el ganado. De acuerdo a la estructura espacial la comunidad manejada mostró tendencia a la distribución aleatoria y heterogeneidad diamétrica, mientras que los sitios con abandono agrícola mostraron tendencia a la agregación y presentaron similitud diamétrica a pequeñas escalas. El crecimiento de *Prosopis laevigata* y *P. glandulosa* puede considerarse de lento a intermedio, el determinar su biomasa y crecimiento anual es realmente importante para la adecuada gestión de los recursos naturales

ABSTRACT

In order to contribute to ecological knowledge of semi-arids communities of northeastern of Mexico, through the structural characterization of plant communities with different conditions of use. Four communities of shrublands adjacent to the Monterrey Metropolitan Area (MMA) of the state of Nuevo Leon, northeastern Mexico were studied. Were recorded the values of abundance, coverage, relative importance value (*RIV*), and dominance-diversity of all arboreal, shrubs and succulents species. Was carried out an inventory of species, with respect to height and diameter of individual specimens with basal stem diameter of 1 cm or greater. The most representative family in three plant communities was Fabaceae. The species with the highest *RIV* were *Agave lecheguilla* (Lechuguilla agave, rosetophyllous desert shrubland), *Cordia boissieri* (Texas Wild Olive, tamaulipan thornscrub and semithorn shrubland), and *Acacia rigidula* (Blackbush Acacia, piedmont scrub). Plant communities were composed primarily by two strata: low and medium shrubs. Communities with higher aerial coverage were tamaulipan thornscrub and piedmont scrub. For the plant community within an area with pastoral-forestry activities in a tamaulipan thornscrub within the central area of Nuevo Leon; five sampling sites were established over an area of 2,500 m², in which was carried out an inventory of all tree species ≥ 7.5 cm in diameter at a breast height (DBH) of 1.3 m. Structural vegetation parameters were determined such as relative abundance, relative frequency, relative dominance, importance value index and the forest value index. Also regression models were fitted for diameter (DBH) as a function of canopy cover. Ecologically, the main species were *Prosopis laevigata* and *Ebenopsis ebano*, and the system showed a high density of individuals, high coverage and a vertical structure with a high proportion of trees ≥ 6 m. The linear model showed the best fit to present $R^2 = 0.621$. With the aim of characterizing the spatial structure of plant communities with different conditions of use; two communities were studied: one with 22 years of agricultural abandonment (General Terán) and the other with pastoral-forestry

management (Linares). All individuals ≥ 7.5 cm diameter ($d_{1.30}$) were evaluated using the function $K(r)$ Ripley univariate in their normalized form $L(r)$ and the diametric dimensional correlation through spatial correlation attributes. Also it estimated the growth of *Prosopis laevigata* and *P. glandulosa* in two communities with different anthropological use. Respectively 17 and 18 trees were analyzed by analysis of tree rings was evaluated tree growth, and biomass was estimated from allometric equations. *Prosopis glandulosa* presented an annual diametric increment of 3.4mm and *P. laevigata* of 4.2 mm. Tree ring widths are 2.07 mm for *P. laevigata* and 1.7 mm for *P. glandulosa*. Total biomass are 1.19 kg/year for *P. glandulosa* and 0.9565 kg/year for *P. laevigata*.

According to the species dominance-diversity curve, it was determined that the communities adjacents to MMA were at mature successional stage. on the other hand forest management in the plant community has provided additional value to the area for the use of plant species presents in addition to the ecological importance of the species for livestock. According to the spatial structure the community managed showed tendency to randomization and diametric heterogeneity, while the site with agricultural abandonment showed tendency to aggregate and presented diametric similarity at small scales. The results showed that species *Prosopis laevigata* y *P. glandulosa* have slow-medium growth; to determine the tree biomass and annual growth is really important for the proper management of natural resources.

INTRODUCCIÓN

México ocupa el tercer lugar entre los países que presentan mayores tasas de deforestación (Velázquez *et al.*, 2001). En México, los ecosistemas áridos y semiáridos cubren más del 50% de la superficie (Toledo y Ordóñez, 1998) y su vegetación es continuamente eliminada y fragmentada. Por lo que se encuentran en riesgo de disminuir su cobertura en un panorama a corto plazo (Bonilla *et al.*, 2013), afectando las áreas más productivas; con la desventaja que su biodiversidad y sus procesos ecosistémicos están escasamente estudiados (Alanís *et al.*, 2013) o se desconocen para algunas regiones del país (Arriaga, 2009).

La estructura de la vegetación es la organización en el espacio de los individuos que forman un rodal, y por extensión, un tipo de vegetación o asociación de plantas. Los elementos primarios de esta estructura son la forma de crecimiento, la estratificación y la cobertura. (Danserau, 1957).

El crecimiento de las plantas, las alteraciones de origen natural, la migración de especies, los cambios climáticos y otros procesos, modifican constantemente la estructura y la composición de las especies de los bosques. Conocer las características estructurales de un rodal, es decir, las especies que están presentes, cantidad, distribución, dimensiones, además de la aplicación de técnicas silviculturales adecuadas, es la base de un aprovechamiento racional. (Acosta *et al.*, 2006).

La estructura de las masas forestales se encuentra directamente relacionada con su estabilidad frente a distintos factores bióticos y abióticos, además es fácilmente modificable a través de las intervenciones silvícolas. Por lo tanto es importante un adecuado conocimiento de la estructura de las masas forestales y de su dinámica ya que es fundamental para garantizar la gestión sostenible de estos sistemas (Del Río *et al.*, 2003). La estimación de las

variables dasométricas como la altura, el diámetro normal y el diámetro de copa son de gran importancia tanto para la estimación de volúmenes de los árboles como para la caracterización de la estructura de las masas arbóreas (Juárez de Galíndez *et al.*, 2007).

La estructura espacial es uno de los atributos característicos de las comunidades vegetales (Aguirre *et al.*, 2003), además brinda información sobre procesos históricos y ambientales, tales como regeneración, clima, mortalidad y competencia, los cuales dan forma a la estructura actual de la masa forestal. Este conocimiento puede ayudar al desarrollo de sistemas silvícolas y estrategias de manejo (Boyden *et al.*, 2005; Haase, 1995; Pommerening, 2002).

La correlación espacial por atributos (MCF por sus siglas en inglés) provee un marco general para el análisis de las características espaciales de las distribuciones diamétricas de los árboles. La evaluación de la proporción de las especies que presentan agregación, regularidad o aleatoriedad de diámetro a diferente escala brinda información importante sobre la estructura espacial de las comunidades vegetales (Zhang *et al.*, 2013). La evaluación de todos estos atributos puede facilitar la comparación entre ecosistemas manejados y no manejados. Ya que la perturbación humana en forma de aclareos, plantaciones o eliminación selectiva de árboles tiene un efecto importante en la estructuración (Gadow *et al.*, 2012). Por lo tanto la estructura forestal es el resultado de procesos naturales y perturbaciones humanas.

De la misma manera, la medición del crecimiento leñoso y estimación de la biomasa total de especies tan importantes como el mezquite en las zonas rurales de México es importante para un aprovechamiento racional de los recursos, sobre todo de la vegetación nativa; ya que el manejo integral de estos recursos representa alternativas viables para lograr el desarrollo de las zonas áridas y semiáridas.

JUSTIFICACIÓN

Las comunidades vegetales de las zonas áridas y semiáridas de México y el mundo se encuentran fuertemente afectadas por la presión antropogénica, a pesar de aportar grandes beneficios ecológicos y económicos a la sociedad; éstas son cada más afectadas por el cambio de uso de suelo en las zonas cercanas a la ciudades. En el estado de Nuevo León, el crecimiento poblacional tiene un fuerte impacto en este tipo de comunidades vegetales, las cuales regulan procesos ecosistémicos como, regulación de la calidad del aire y del clima, reservorios de agua limpia para las ciudades, control de inundaciones y la fertilidad de los suelos. Por otra parte, también existen las comunidades de matorrales que son utilizadas para el manejo de ganado y/o fauna silvestre, por lo que también representan ecosistemas importantes que de acuerdo al manejo pastoril-silvícola de ciertas áreas, se puede hacer aprovechamiento tanto de las especies animales como vegetales. Es por esto, que el conocer los patrones estructurales y la distribución espacial de estas comunidades, así como el crecimiento de especies importantes como el mezquite, en áreas con y sin manejo, contribuye a la planeación estratégica de sistemas silvícolas, programas de manejo y de restauración.

OBJETIVOS

General

Contribuir al conocimiento ecológico de los matorrales semiáridos del noreste de México, mediante la caracterización estructural de comunidades vegetales con diferente historial de manejo, en el Noreste de México.

Particulares

-Caracterizar la estructura forestal de matorrales del Área Metropolitana de Monterrey, mediante la determinación de la densidad, cobertura, frecuencia, índice de importancia relativa y dominancia-diversidad.

-Caracterizar la estructura forestal de una comunidad de matorral bajo manejo pastoril-silvícola mediante, la composición, abundancia, estructura bidimensional, distribución vertical, modelo de diámetro normal-cobertura de copa y distribución diamétrica de los elementos arbóreos.

-Caracterización espacial de dos comunidades de matorrales con diferente historial de manejo mediante, la correlación dimensional diamétrica a través de la correlación por atributos y la función $K(r)$ de Ripley.

-Estimar el crecimiento leñoso de dos especies del género *Prosopis* en dos comunidades con diferente uso antropogénico en el noreste de México.

CAPÍTULO 1

ANÁLISIS ESTRUCTURAL DE MATORRALES ADYACENTES AL ÁREA METROPOLITANA DE MONTERREY, MÉXICO

Resumen

Se estudiaron cuatro comunidades de matorrales adyacentes al Área Metropolitana de Monterrey del estado de Nuevo León en el noreste de México. Se registraron los valores de abundancia, cobertura, valor de importancia relativa (*VIR*) y la diversidad-dominancia de las especies arbóreas, arbustivas y suculentas presentes. Se llevó cabo un inventario de las especies considerando mediciones de altura y diámetro de los individuos mayores o iguales a 1 centímetro de diámetro basal. Se registró un total de 84 especies, 68 géneros y 30 familias. La familia más representativa en tres de las comunidades fue Fabaceae. Las especies con los valores de *VIR* más altos fueron *Agave lecheguilla* (agave lechuguilla, matorral desértico rosétofilo), *Cordia boissieri* (matorral espinoso tamaulipeco y matorral subinermes) y *Acacia rigidula* (matorral submontano). Las comunidades vegetales están conformadas principalmente por dos estratos: arbustos bajos y medianos. Las comunidades con mayor cobertura aérea fueron el matorral espinoso tamaulipeco y matorral submontano. De acuerdo con la curva de dominancia-diversidad de las especies, se determinó que las comunidades se encuentran en estadio sucesional maduro.

Palabras clave: Fabaceae, matorral espinoso tamaulipeco, matorral submontano.

Abstract

Four communities of shrublands adjacent to the Monterrey Metropolitan Area of the state of Nuevo Leon, northeastern Mexico were studied. Were recorded the values of abundance, coverage, relative importance value (*RIV*), and dominance-diversity of all arboreal, shrubs and succulents species. Was carried out an inventory of species, with respect to height and diameter of individual specimens with basal stem diameter of 1 cm or greater. A total of 84 species, 68 genera, and 30 families were recorded. The most representative family in three plant communities was Fabaceae. The species with the highest *RIV* were *Agave lecheguilla* (Lechuguilla agave, rosetophyllous desert shrubland), *Cordia boissieri* (Texas Wild Olive, tamaulipan thornscrub and semithorn shrubland), and *Acacia rigidula* (Blackbush Acacia, piedmont scrub). Plant communities were composed primarily by two strata: low and medium shrubs. Communities with higher aerial coverage were tamaulipan thornscrub and piedmont scrub. According to the species dominance-diversity curve, it was determined that the communities were at mature successional stage.

Key words: Fabaceae, tamaulipan thornscrub, piedmont scrub.

Introducción

A pesar de la gran extensión territorial que ocupan las zonas desérticas, año con año se ven afectadas por cambios en el uso del suelo, los cuales son el resultado de las actividades humanas, como las vías de comunicación y el desarrollo urbano, agrícola, ganadero, minero y turístico (Ewing y Best, 2004; Arriaga, 2009; Alanís *et al.*, 2013). Estos cambios en el uso del suelo irrumpen el ambiente físico y biológico, erosionando el suelo, modificando el hábitat, las interacciones biológicas de sus poblaciones silvestres, el comportamiento animal y los procesos ecosistémicos; asimismo, aceleran la introducción de especies invasoras e

incrementan la fragmentación de zonas rurales y urbanas (Arriaga, 2009; Krauss *et al.*, 2010; Alix-García *et al.*, 2010; Vranckx *et al.*, 2012).

Al igual que las áreas silvestres registradas a nivel global, las zonas áridas y semiáridas de México se encuentran en riesgo de disminuir su cobertura en un panorama a corto plazo (Bonilla *et al.*, 2013), afectando las áreas más productivas; con la desventaja que su biodiversidad y sus procesos ecosistémicos están pobremente estudiados (Alanís *et al.*, 2013) o se desconocen para algunas regiones del país (Arriaga, 2009).

El matorral submontano, el matorral desértico micrófilo, así como el matorral desértico rosetófilo se encuentran entre los tipos de vegetación que registran mayor riqueza de especies (Arriaga, 2009; Canizales *et al.*, 2009; Alanís *et al.*, 2015). A pesar de ser menos ricas que las zonas húmedas y tropicales, en las zonas áridas y semiáridas del norte de México las plantas han evolucionado a una flora rica y distintiva que presenta formas de crecimiento muy especializadas que son generalmente únicas (Rzedowski, 1978).

De acuerdo a la clasificación de INEGI (2005), en México se encuentran 14 tipos de ecosistemas de matorral, la mayoría de ellos se encuentran en el norte del país. Con respecto al estado de Nuevo León, noreste de México, las comunidades de matorral que se registran son: matorral subinermé (MS), matorral desértico rosetófilo (MDR), matorral submontano (MSM), matorral espinoso tamaulipeco (MET) y matorral desértico micrófilo (MDM).

En el presente trabajo se estudiaron cuatro de los matorrales más comunes en el estado de Nuevo León (MS; MET; MSM y MDR) con el objetivo de evaluar su estructura incluyendo su densidad (N/ha), cobertura arbórea (m²/ha), frecuencia, valor de importancia relativa (VIR) y dominancia-diversidad. El aumento de la tasa de crecimiento poblacional de los municipios adyacentes a la zona metropolitana de Monterrey, ha dado como resultado un gran impacto en la naturaleza (Alanís, 2005). El conocimiento de la estructura de estas comunidades vegetales

contribuirá a promover la planificación estratégica con respecto a la conservación y gestión sostenible de estas áreas que están actualmente muy afectadas por las actividades antropogénicas.

Materiales y métodos

Área de estudio

El presente estudio se llevó a cabo en comunidades de matorral adyacentes al Área Metropolitana de Monterrey del estado de Nuevo León, noreste de México (25°09'–24°33'N, 99°07'W), la cual cubre doce municipios del estado de Nuevo León, con una superficie de 6,680 m² (SEDESOL *et al.*, 2007), localizada entre la zona fisiográfica de la Planicie Costera del Golfo y la Sierra Madre Oriental, con una altitud de 534 msnm, el clima característico es seco estepario, cálido extremo, con una temperatura anual promedio de 22.1 °C, con lluvias irregulares a finales de verano y precipitación de 634 mm (Cervantes y Merla 1995). Las áreas de estudio se encuentran dentro del Área Metropolitana de Monterrey en los municipios de Monterrey (MS y MSM), Santa Catarina (MDR) y Salinas Victoria (MET) (Figura 1).

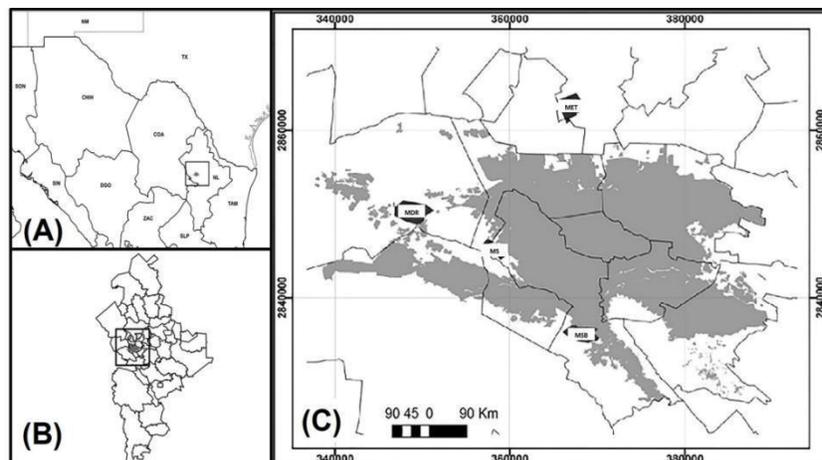


Figura 1. Localización de las áreas de estudio. A) Norte de México y sur de EUA, B) estado de Nuevo León, noreste de México, y C) municipios del Área Metropolitana de Monterrey, incluyendo

las áreas de estudio: MET, matorral espinoso tamaulipeco, MS matorral subinerme, MSM matorral submontano, MDR matorral desértico rosetófilo.

Las especies arbóreas con mayor cobertura y abundancia fueron: *Acacia rigidula*, *Acacia farnesiana*, *Havardia pallens*, *Cordia boissieri*, *Karwinskia humboldtiana*, y *Prosopis glandulosa* (Espinoza y Navar 2005; Alanís *et al.*, 2008; Jiménez *et al.*, 2009). La tabla 1 presenta algunas de las variables físicas y climáticas de las áreas estudiadas.

Tabla 1. Descripción de las áreas evaluadas.

Vegetación	Matorral espinoso tamaulipeco	Matorral subinerme	Matorral submontano	Matorral desértico rosetófilo
Abreviatura	MET	MS	MSM	MDR
Coordenadas (UTM)	368638 E 2866744 N	358755 E 2845296 N	369795 E 2832599 N	342616 E 2842694 N
Altitud (metros sobre el nivel del mar)	480	850	660	640
Temperatura promedio anual (°C)	20 a 22	20 a 22	18 a 20	18 a 20
Precipitación promedio anual (mm)	400 a 600	300 a 600	400 a 600	125 a 300
Tipo de suelo	Xerosol lúvico	Rendzina litosol	con Vertisol litosol	con Xerosol regosol

Método de muestreo

En los años 2010 y 2011, se establecieron 25 sitios de muestreo de 100 m² (10 m × 10) para cada tipo de matorral, dando un total de 100 sitios para caracterizar la vegetación. La distribución de los sitios fue sistemática, separados 50 m uno de otro. De acuerdo a la curva especie-área, la comunidad MS presentó 25 sitios como mínimo, mientras que las otras comunidades presentaron un menor número de sitios. Para los análisis estadísticos se estableció el mismo número de sitios para cada comunidad de matorral. Se empleó la forma cuadrada para los sitios de muestreo debido que es la forma más sencilla para delimitar y muestrear los

atributos de la vegetación (Canizales *et al.*, 2009). En cada sitio de muestreo se llevó a cabo un inventario de todas las especies arbóreas presentes, incluyendo mediciones para determinar la cobertura arbórea (m²) y diámetro (cm) a 10 cm ($d_{0.10} \geq 1$ cm). Las mediciones del diámetro se realizaron a 0.10 m por encima de la superficie del suelo, la cual representa la medida estándar para especies arbóreas de matorral (Alanís *et al.*, 2008; Jiménez *et al.*, 2009). La cobertura de copa se midió de acuerdo a los cuatro puntos cardinales norte-sur y este-oeste.

Se estimó la abundancia relativa, dominancia relativa, valor de importancia relativo (VIR) y altura de los individuos. La abundancia absoluta es $A_i = N_i/S$, donde N_i es el número de individuos de la especie i y S es la superficie del área muestreada (en hectáreas). La abundancia relativa de las especies se calculó empleando la ecuación $A_{ri} = (A_i/\Sigma A_i)/100$, donde ΣA_i es la abundancia total de la especie i (Jiménez *et al.*, 2009). Para estimar la dominancia, se calculó el área basal de cada individuo. La dominancia absoluta de las especies es $D_i = A_{bi}/S$, donde A_{bi} es la cobertura de área (en metros cuadrados) de la especie i y S es la superficie del área de muestreo (en hectáreas). La dominancia relativa de las especies se calculó con la ecuación $D_{ri} = (D_i/\Sigma D_i)/100$, donde D_i es la dominancia de la especie i y ΣD_i es la dominancia total de las especies, la frecuencia relativa es $F_{ri} = (F_i/\Sigma F_i)/100$, donde F_i es el número de sitios donde se presenta la especie i y ΣF_i es la frecuencia total de todas las especies (Mostacedo y Fredericksen, 2000). El valor de importancia relativo (VIR; Müeller-Dombois y Ellenberg 1974.) se calculó de acuerdo a la siguiente fórmula:

$$VIR = \frac{\text{abundancia relativa} + \text{dominancia relativa} + \text{frecuencia relativa}}{3}$$

La estructura de la comunidad en términos de la abundancia proporcional de las especies, se describió utilizando un gráfico de diversidad-abundancia, el

cual muestra la relación gráfica entre el valor de importancia de las especies (en una escala logarítmica) en función de un arreglo secuencial de especies de la más a la menos importante (Martella *et al.*, 2012).

Resultados

Se registraron 84 especies de plantas en las cuatro comunidades estudiadas, distribuidas en 68 géneros y 30 familias de plantas. Se registraron seis formas de vida: árboles, arbustos, suculentas, herbáceas, rosetófilas y enredaderas.

Se registraron 18 familias en el matorral espinoso tamaulipeco. Siendo las más representativas las familias Fabaceae y Cactaceae, con 8 y 4 especies respectivamente. Se registraron un total de 30 especies siendo *Cordia boissieri* (14.96%), *Leucophyllum frutescens* (13.29%) y *Gymnosperma glutinosum* (12.22%) las más abundantes, cabe mencionar que ninguna de estas especies pertenece a las familias más representativas mencionadas anteriormente. La especie con mayor frecuencia fue *Cordia boissieri* (10.13%). La forma de vida predominante fueron los arbustos bajos (≤ 1.5 m) con 57% de los individuos, la altura promedio se registró en 1.86 m.

Respecto al matorral subinermes se registraron 18 familias, la más representativa es la familia Fabaceae con 10 especies. Con un total de 34 especies, en este matorral las más abundantes son *Acacia rigidula* (12.03%), *Leucophyllum frutescens* (11.05%) y *Bernardia myricifolia* (9.75%). La especie más frecuente para esta comunidad fue *Cordia boissieri* (7.85%). Los arbustos bajos y medianos fueron la principal forma de vida, ya que representaron el 96% de los individuos presentes en esta comunidad, la altura promedio fue de 1.85 m.

En el matorral submontano se registraron un total de 19 familias, distribuidas en 34 especies, la más representativa es Fabaceae con 9 especies, siendo *Acacia rigidula* la especie más abundante con 45.50%. En cuanto a la

frecuencia relativa mayor fueron *A. rigidula* y *Zanthoxylum fagara* con 11.27% en ambas especies. La altura promedio más alta registrada para esta comunidad fue 2.54 m de altura, siendo los arbustos medianos la forma de vida predominante con 69% de los individuos.

Se registraron 16 familias para el matorral desértico rosétófilo que engloban 48 especies, la familia Cactaceae la más representativa con 17 especies, a ésta le siguen las familias Fabaceae, Agavaceae, y Asteraceae con 6 y 5 especies respectivamente. La especie más abundante y más frecuente fue *Agave lecheguilla* con 26.82% y 8.26% respectivamente. En lo que respecta a esta comunidad las categorías rasante (41%) y arbustos bajos (54%) fueron las que predominaron, conformando dichas categorías especies de tipo roseta y suculentas, siendo las cactáceas las más prevalecientes.

En la Figura 2 se muestra la distribución de las frecuencias del índice de valor de importancia en los ecosistemas evaluados. Se observa un decremento en el número de especies conforme aumenta el valor porcentual del índice de valor de importancia, siendo la clase < 2% de VIR la que presentó mayor número de especies. Esto indica que hay un alto número de especies con poco peso ecológico y un reducido número con alto peso ecológico.

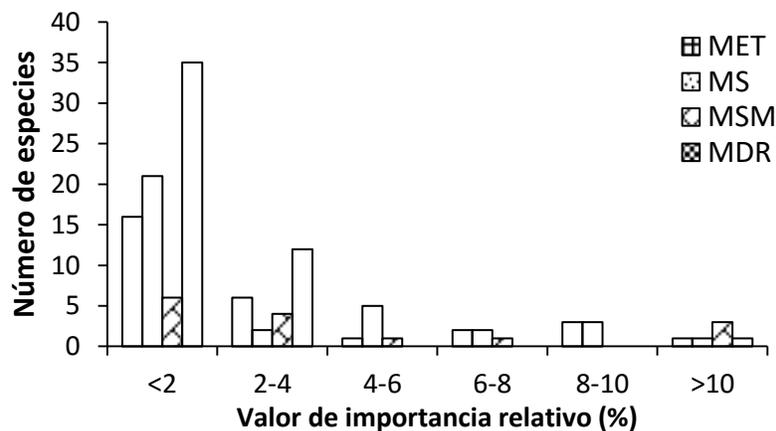


Figura 2. Distribución de las frecuencias del índice de valor de importancia relativo en los comunidades evaluadas: MET, matorral espinoso tamaulipeco; MS, matorral subinermes; MSM, matorral submontano; MDR, matorral desértico rosétófilo.

Las coberturas arbóreas de las comunidades MET (13718.68 m²/ha) y MSM (17267.78 m²/ha) fueron mayores; mientras que las coberturas de MS (8138.43 m²/ha) y MDR (8710.46 m²/ha) se mostraron similares pero con valores menores. Lo anterior corresponde a la forma de vida que predomina en las comunidades, ya que las formas arbustivas (bajas y medianas) representan mayor cobertura en comunidades como MET y MSM, mientras que las formas de vida predominantemente arbustivas bajas (MS), y roseta y suculentas (MDR) representan una cobertura menor.

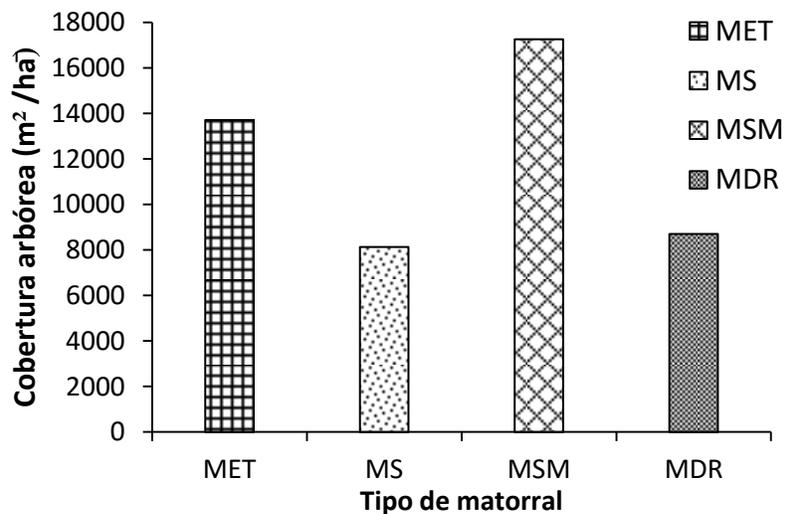


Figura 3. Cobertura arbórea de las comunidades evaluadas: MET, matorral espinoso tamaulipeco; MS, matorral subinerme; MSM, matorral submontano; MDR, matorral desértico rosetófilo.

La forma de la curva de dominancia-diversidad de las especies (Figura 4) se comportó como una log-normal típica. Esta distribución se basa en que el número de individuos por especie (en una escala logarítmica) sigue una distribución normal, donde los individuos de abundancia intermedia son los más comunes y existen pocas especies con valores muy altos o bajos de abundancia (Magurran, 1988).

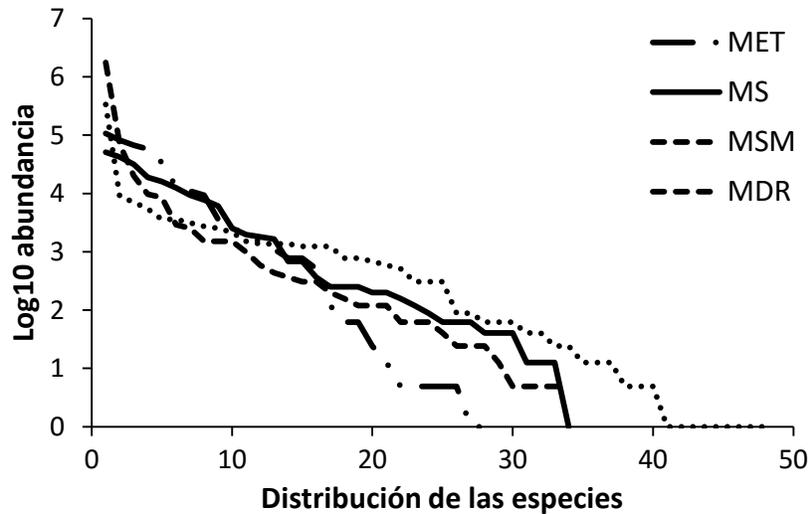


Figura 4. Curva de dominancia-diversidad de especies.

Discusión

La familia más representativa para la comunidad de matorral espinoso tamaulipeco fue Fabaceae con ocho especies, de acuerdo con estudios anteriores como el de Mora *et al.* (2013) y Molina *et al.* (2013) también registraron a Fabaceae con ocho especies, lo anterior para una comunidad con historial de uso agropecuario. Lo mismo reportan Jiménez *et al.* (2012), González *et al.* (2010), Foroughbakch *et al.* (2013) y Alanís *et al.* (2013). La especie más abundante y con mayor frecuencia fue *Cordia boissieri*, contrario a lo reportado por otros autores quienes han registrado a *Acacia rigidula* como la especie más abundante del MET (González *et al.*, 2010; Espinoza y Návar, 2005). Por su parte Jiménez *et al.* (2012), Alanís *et al.* (2013) y Mora *et al.* (2013) registran a *C. boissieri* como parte de la comunidad pero no como la más abundante, ya que registraron a *Diospyros texana* como la especie más abundante para comunidades ubicadas en Linares, Nuevo León. Mientras que Foroughbakch *et al.* (2013) registraron a *Prosopis glandulosa*.

La comunidad estudiada presentó afinidad geográfica con el matorral mediano subinermes del Altiplano y la Planicie Costera, al presentar asociaciones de *Cordia-Leucophyllum-Zanthoxylum*, aunque en género *Zanthoxylum* no es predominante en estudios previos (Briones y Villarreal, 2001).

Fabaceae fue la familia mejor representada para el matorral subinermes con 10 especies, resultado concordante con Estrada *et al.* (2005), quienes a su vez reportan a *A. rigidula* como especie característica de esta comunidad al igual que especies como *A. berlandieri* y *Havardia pallens*; para el presente estudio *A. rigidula* fue la especie más abundante, a pesar de presentar especies como *A. berlandieri* y *H. pallens* éstas no fueron altamente abundantes. La especie más frecuente fue *C. boissieri*, de acuerdo con García y Jurado (2008) es característica de comunidades de matorral mediano subinermes.

La alta abundancia de *Leucophyllum frutescens* también fue registrada en la asociación de *Acacia-Leucophyllum-Cordia* por Rojas (1965) como una comunidad característica de la Planicie Costera del Noreste de México; Briones y Villarreal (2001) reportaron asociaciones similares en un ecotono entre las provincias del Altiplano y la Planicie Costera. Esta asociación se debe principalmente a las condiciones húmedas donde las condiciones son favorables para las especies; esta humedad es transportada por los vientos del mar del Golfo de México y es interceptada en las partes bajas de la Sierra Madre Oriental a la altura de la comunidad estudiada (850 msnm; Briones y Villarreal 2001).

La familia más representativa para el matorral submontano fue Fabaceae con 9 especies, estudios realizados en el noreste mexicano han reportado esta familia como la más representativa tanto para esta comunidad como para otras comunidades de matorral presentes en el región (García y Jurado, 2008; Canizales *et al.*, 2009; Estrada *et al.*, 2012; Mata *et al.*, 2014). Al igual que García y Jurado (2008) y Canizales *et al.* (2009) la especie más abundante registrada fue *A. rigidula*. Mientras que las especies más frecuentes fueron *A. rigidula* y *Zanthoxylum fagara*, lo cual difiere a lo encontrado por Estrada *et al.* (2012)

quienes estudiaron un área sin disturbio aparente por la alta presencia de *Helietta parvifolia* y por el contrario Mata *et al.* (2014) reportaron alta abundancia de *A. lecheguilla*, elemento que no se registra comúnmente como abundante para esta comunidad ya que el área muestreada en este caso se encontraba alterada por actividades antrópicas. En cuanto a la frecuencia las especies representativas en esta categoría fueron *A. rigidula* y *Z. fagara*, a pesar que dichas especies se reportan dentro de la composición de este tipo de matorral no son representativas en cuanto a su frecuencia (Canizales *et al.*, 2009; Estrada *et al.*, 2012; García y Jurado, 2008).

A diferencia de las demás comunidades donde prevaleció la familia Fabaceae como la más representativa, en este caso fue la familia Cactaceae con 16 especies. La especie más abundante y frecuente fue *A. lecheguilla*, asimismo Alanís *et al.* (1996), Rzedowski (2006) y Mata *et al.* (2014) la refieren como la especie más característica en las comunidades del noreste de México.

Valor de importancia relativo (VIR)

En las cuatro comunidades analizadas el número de especies con bajo peso ecológico es mayor que las especies con peso ecológico alto, lo anterior fue más evidente en la comunidad RDS la cual presentó 35 especies con un índice de valor de importancia < 2%, lo cual indica que existe una alta diversidad en esta comunidad y que no existe alta dominancia de un alto número de especies. La especie que sobresale en cuanto a su VIR es *A. lecheguilla* (118.76), dicho resultado es concordante con lo encontrado para una comunidad en los límites del estado de Nuevo León y Coahuila (Mata *et al.*, 2014), al registrar el valor de VIR más alto para esta especie. Seguida de esta comunidad se encuentra MS y MET con 21 y 16 especies respectivamente. Siendo en las comunidades MET y MS *C. boissieri* la especie con el VIR más alto; sin embargo, otros estudios han registrado a *A. rigidula* como una especie con un alto valor de importancia (Estrada *et al.*, 2004; González *et al.*, 2010). Asimismo Alanís *et al.* (2008) reportaron a *A. rigidula* como la especie más prevaleciente en áreas con historial

de uso agrícola, ganadería y matarrasa. Mientras que Jiménez *et al.* (2009) reportaron a *A. rigidula* como la especie de mayor valor ecológico para un área de matarrasa en Linares. Por su parte Mora *et al.* (2013) encontraron a *Diospyros texana*, *Prosopis laevigata* y *A. farnesiana*, con los valores más altos de VIR para un área de referencia de MET, ganadería y regeneración respectivamente. Al igual que Jiménez *et al.* (2009, 2012) para el caso de *D. texana* para un área con historial de agricultura. La alta presencia de *A. rigidula* en las áreas de con historial de uso agropecuario es debido a que se identifica como un componente importante de la dieta de pequeños rumiantes en pastoreo (Ramírez, 2009), en el presente estudio la comunidad de MET no presentaba ningún historial de uso.

El menor número de especies se encontró en la comunidad MSM (6 especies), no obstante es la categoría mejor representada lo cual coincide con estudios que registraron 3 especies con los valores más altos de VIR (Canizales *et al.*, 2009; Mata *et al.*, 2014) al igual que en el presente trabajo, sin embargo las especies son diferentes entre los estudios, coincidiendo solamente en el género *Acacia* como principal, lo cual puede ser debido al diferente historial de uso que presentaban las áreas, ya que por su parte García y Jurado (2008) reportan a *Helietta parvifolia* como la especie con el VIR más alto (52.14), igual que Estrada *et al.* (2012). Esta información difiere con la encontrada para este estudio debido que esta especie no se encontró en la comunidad muestreada; las comunidades de matorral submontano han sufrido cambios en su estructura a través del tiempo lo que ha traído consigo un cambio en su composición y estructura tal como hacen mención Canizales *et al.* (2009), quienes registraron una baja abundancia que se atribuye al uso extensivo al que ha sido sometida, lo cual ha reducido sus poblaciones a grupos pequeños en comunidades aisladas y principalmente sin disturbio (García y Jurado, 2008; Canizales *et al.*, 2009).

Cobertura arbórea

La mayor cobertura fue registrada en la comunidad de matorral submontano (17267.78 m²/ha), cifra mayor a la encontrada por Canizales *et al.* (2009) la cual

fue de 9724.27 m²/ha. Asimismo Mata *et al.* (2014) reportaron la mayor cobertura para una comunidad de MSM en los límites de Nuevo León y Coahuila. Mientras que para el matorral desértico rosetófilo los mismos autores registraron una cobertura menor (1716 m²/ha) a la reportada en este estudio (8710.46 m²/ha); el RDS presentó la menor cobertura de las comunidades estudiadas debido a las formas de vida prevalecientes, las cuales corresponden a rosetas y suculentas. Seguida de esta comunidad se encuentra el matorral subinermes (8138.43 m²/ha) el cual se encuentra conformado por especies predominantemente de porte bajo como *L. frutescens* y *Croton torreyanus*.

La segunda comunidad con mayor cobertura fue MET con 13718.68 m²/ha; Mora *et al.* (2013) por su parte reportaron menor cobertura para áreas de matorral de referencia, regeneración y ganadería en el sur del estado de Nuevo León.

Distribución de las abundancias de las especies

La distribución de las especies con respecto a su abundancia proporcional mostró que las especies siguen una distribución normal, ya que muchas especies poseen valores intermedios de abundancia y pocas son muy poco abundantes o muy abundantes (Martella *et al.*, 2012), donde dichas especies se distribuyen hacia los extremos de la distribución (Aguirre *et al.*, 2008). Este tipo de distribución se encuentra en la mayoría de las comunidades vegetales sin perturbación (Martella *et al.*, 2012) y se ha reportado para matorrales del noreste de México (Molina *et al.*, 2014).

Con los resultados de la presente investigación podemos concluir que existen cambios en la composición de especies de las comunidades estudiadas, esto debido al constante cambio de uso de suelo al que se encuentran sometidas, así como a la fragmentación de hábitat, por lo que es de suma importancia dilucidar el estado actual que guardan y conocer los cambios que han estado sufriendo a través parámetros ecológicos como su estructura y composición.

Literatura citada

Aguirre, O.A., J. Corral, B. Vargas y J. Jiménez. 2008. Evaluación de modelos de diversidad-abundancia del estrato arbóreo en un bosque de niebla. *Rev. Fitotec. Mex.* 31:281–289.

Alanís, G.J. 1995. Arbolado urbano en el área metropolitana de Monterrey. *Ciencia UANL* 8: 20-32.

Alanís, G.J., G. Cano, y M. Rovalo. 1996. Vegetación y flora de Nuevo León, una guía botánico-ecológica. Impresora Monterrey, S.A. de C.V. Monterrey, N.L., México.

Alanís E., J. Jiménez, O.A. Aguirre, E.J. Treviño, E. Jurado, y M.A. González-. 2008. Efecto del uso del suelo en la fitodiversidad del matorral espinoso tamaulipeco. *Ciencia UANL* 11:56–62.

Alanís, E., J. Jiménez, M.A. González, J.I. Yerena, L.G. Cuellar, y A. Mora 2013. Análisis de la vegetación secundaria del matorral espinoso tamaulipeco, México. *Phyton-Int. J. Exp. Bot.* 82:185–191.

Alanís, E., A. Mora, J. Jiménez, M.A. González, J.I. Yerena, J.G. Martínez, y E. González. 2015 Composición y diversidad del matorral desértico rosetófilo en dos tipos de suelo en el noreste de México. *Acta Bot. Mex.* 110: 105-117.

Alix, J., C. McIntosh, K. Sims, and J. Welch. 2010. Development and deforestation in Mexico: Impacts using the discontinuity in eligibility for opportunities. Working paper, Department of Agricultural and Applied Economics, University of Wisconsin, Madison, Wisconsin, U.S.A.

Anónimo 1981. Síntesis Geográfica del estado de Nuevo León. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática. México D.F.

Arriaga, L. 2009. Implicaciones del cambio de uso de suelo en la biodiversidad de los matorrales xerófilos: Un enfoque multiescalar. *Investigación Ambiental.* 1:6–16.

Bonilla M., D.J. Redo, T.M. Aide, M.L. Clark, and H.R. Grau. 2013. Vegetation change and land tenure in Mexico: A country-wide analysis. *Land Use Policy*. 30:355–364.

Canizales, P.A., E. Alanís, R. Aranda, J.M. Mata, J. Jiménez, G. Alanís, J.I. Uvalle, y M.G. Ruiz. 2009. Caracterización estructural del matorral submontano de la Sierra Madre Oriental, Nuevo León, México. *Rev. Chapingo Ser. Cienc. For. Ambient.* 15:115–120.

Cervantes, J. y G. Merla. 1995. Geografía del valle de monterrey en atlas de monterrey. Gobierno del estado de Nuevo León, UANL, instituto de estudios urbanos de Nuevo León y el colegio de México. Monterrey Nuevo León.

Encina, J.A., J.A. Meave and A. Zarate. 2013. Structure and woody species diversity of the *Dasyllirion cedrosanum* (Nolinaceae) rosette scrub of central and southern Coahuila state, Mexico. *Bot. Sci.* 91: 335-347.

Espinoza, R., y J. Návar. 2005. Producción de biomasa, diversidad y ecología de especies en un gradiente de productividad en el matorral espinoso tamaulipeco del nordeste de México. *Rev. Chapingo Ser. Cienc. For. Ambient.* 11:25–31.

Estrada, E., A.D. Yen, y J.A. Villarreal. 2004. Leguminosas del centro del estado de Nuevo León, México. *Anales Inst. Biol. Univ. Nac. Autón. México, Bot.* 75:73–85.

Estrada E., J.A.Villarreal, y E. Jurado. 2005. Leguminosas del norte del estado de Nuevo León, México. *Acta Bot. Mex.* 73:1–18.

Estrada, E., J.A. Villarreal, E. Jurado, C. Cantú, M.A. García, J. Sánchez, J. Jiménez, y M. Pando. 2012. Clasificación, estructura y diversidad del matorral submontano adyacente a la Planicie Costera del Golfo Norte en el Noreste de México. *Bot. Sci.* 90:37–52.

Ewing, K. and C. Best. 2004. South Texas tamaulipan thornscrub restoration experiment measures growth of planted woody vegetation. *Ecol. Rest.* 22:11–17.

Foroughbakhch, R., M.A Alvarado, A. Carrillo, J.L. Hernández, y M.A. Guzmán-Lucio. 2013. Diversidad florística de un área dominada por arbustos en el Noreste de México. *Phyton-Int. J. Exp. Bot.* 82:175–184.

García, J. y E. Jurado. 2008. Caracterización del matorral con condiciones prístinas en Linares, N.L. México. *Rev. Ra Ximhai* 4:1–21.

González, H., R. Ramírez, I. Cantú, M. Gómez, y J. Uvalle. 2010. Composición y estructura de la vegetación en tres sitios del estado de Nuevo León, México. *Polibotánica.* 29:91–106.

INEGI. 2005. Guía para la interpretación de cartografía: uso de suelo y vegetación. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. México.

Jiménez, J., E. Alanís, O.A. Aguirre, M. Pando, y M.A. González. 2009. Análisis sobre el efecto del uso del suelo en la diversidad estructural del matorral espinoso tamaulipeco. *Madera y Bosques* 15:5–20.

Jiménez, J., E. Alanís, J.L. Ruiz, M.A. González, J.I. Yerena, y G.J. Alanís. 2012. Diversidad de la regeneración leñosa del matorral espinoso tamaulipeco con historial agrícola en el NE de México. *Ciencia UANL* 15:66–71.

Krauss, J., R. Bommarco, M. Guardiola, R.K. Heikkinen, A. Helm, M. Kuussaari, R. Lindbord, E. Öckinger, M. Pärtel, J. Pino, J. Pöyry, K.M. Raatikainen, A. Sang, C. Stefanescu, T. Teder, M. Zobel, andy I. Steffan-Dewenter. 2010. Habitat fragmentation causes immediate and time-delayed biodiversity loss at different trophic levels. *Ecol. Lett.* 13:597–605.

Magurran, A.E. 1988. Ecological diversity and its measurement (Vol. 168). Princeton University Press, Princeton, New Jersey, U.S.A.

Martella, M., E. Trumper, L. Bellis, D. Renison, P. Giordano, G. Bazzano, y R. Gleiser. 2012. Manual de ecología: Evaluación de la biodiversidad. Reduca (Biología). Serie Ecología 5:71–115.

Mata, M., E. Treviño, A. Valdecantos, J. Jiménez, O. Aguirre, E. Alanís, y R. Foroughbakhch. 2014. Diversidad y composición vegetal de matorrales en el Valle de Santa Catarina, en el Noreste de México. Rev. Iberoamer. Cienc. 1:3–15.

Miranda, F. y X.E. Hernández. 1963. Los tipos de vegetación de México y su clasificación. Bol. Soc. Bot. de Méx. 28:29–179.

Molina, V. M., M. Pando, E. Alanís, P.A. Canizales, H. González, y J. Jiménez. 2013. Composición y diversidad vegetal de dos sistemas de pastoreo en el matorral espinoso tamaulipeco del Noreste de México. Rev. Mex. de Cienc. Pecuarias 4:361–371.

Molina, V., L. Rechy, A. Alcala, D. Marín, y E. Alanís. 2014. Composición y diversidad vegetal del matorral mediano subinerme del noreste de México. Rev. Iberoamer. Cienc. 1:111–119.

Mora, C.A., J. Jiménez, E. Alanís, E.A. Rubio, J.I. Yerena, y M.A. González. 2013. Efecto de la ganadería en la composición y diversidad arbórea y arbustiva del matorral espinoso tamaulipeco. Rev. Mex. Cien. For. 4:124–137.

Mostacedo, B. y T.S. Fredericksen. 2000. Manual de métodos básicos de muestreo y análisis en ecología vegetal. Proyecto de Manejo Forestal Sostenible. Santa Cruz de la Sierra Bolivia.

Müller-Dombois, D. and H. Ellenberg. 1974. Aims and methods of vegetation ecology. John Wiley y Sons, New York, U.S.A.

Ramírez, R.G. 2009. Nutrición de rumiantes: Sistemas extensivos. 2ª Ed. Editorial Trillas. México. Pp. 216–224.

Rojas, P. 1965. Generalidades sobre la vegetación del estado de Nuevo León. Tesis doctoral. Facultad de Ciencias, UNAM. México.

Rzedowski, J. 2006 Vegetación de México. 1a edición digital. Comisión Nacional para el Conocimiento Uso de la Biodiversidad. México.

Rzedowski, J. 1978. Vegetación de México. Limusa, México, D.F.

SEDESOL, INEGI y CONAPO. 2007. Delimitación de las zonas metropolitanas en México 2005. México, D.F.

Vranckx, G., H. Jacquemyn, B. Muys and O. Honnay. 2012. Meta-analysis of susceptibility of woody plants to loss of genetic diversity through habitat fragmentation. *Conserv. Biol.* 26:228–237.

Tabla 2. Abundancia, frecuencia, dominancia y VIR de las comunidades evaluadas.

Matorral espinoso tamaulipeco									
Especies	Abundancia (N/ha)			Frecuencia		Dominancia(m²-ha)		VIR (%)	
	n	Absoluta	Relativa	Absoluta	Relativa	Absoluta	Relativa		
Asparagaceae									
<i>Yucca filifera</i>									
Chabaud	4	16	0.39	3	1.32	165.88	1.21	0.97	
Asteraceae									
<i>Gymnosperma glutinosum</i> (Spreng.)									
Less.	125	500	12.22	15	6.61	253.01	1.84	6.89	
Berberidaceae									
<i>Berberis trifoliolata</i>									
Moric.	57	228	5.57	9	3.96	42.41	0.31	3.28	
Boraginaceae									
<i>Cordia boissieri</i> A.									
DC.	153	612	14.96	23	10.13	4481.90	32.67	19.25	
Cactaceae									
<i>Coryphantha neglecta</i>									
L. Bremer	2	8	0.20	2	0.88	1.41	0.01	0.36	
<i>Cylindropuntia leptocaulis</i> (DC.) F.M.									
Knuth.	21	84	2.05	11	4.85	31.91	0.23	2.38	
<i>Echinocereus stramineus</i> (Engelm.)									
F. Seitz	2	8	0.20	2	0.88	64.30	0.47	0.52	

<i>Opuntia engelmannii</i>									
Salm-Dyck	ex								
Engelm.	18	72	1.76	10	4.41	193.66	1.41	2.53	
Euphorbiaceae									
<i>Croton torreyanus</i>									
Müll.Arg.	6	24	0.59	2	0.88	24.86	0.18	0.55	
Fabaceae									
<i>Acacia farnesiana</i> (L.)									
Willd.	1	4	0.10	1	0.44	33.16	0.24	0.26	
<i>Acacia greggii</i> A.									
Gray	1	4	0.10	1	0.44	6.60	0.05	0.20	
<i>Acacia rigidula</i> Benth.									
	2	8	0.20	1	0.44	28.01	0.20	0.28	
<i>Cercidium macrum</i>									
I.M. Johnst.	15	60	1.47	2	0.88	126.76	0.92	1.09	
<i>Eysenhardtia polystachya</i> (Ortega)									
Sarg.	6	24	0.59	4	1.76	43.51	0.32	0.89	
<i>Havardia pallens</i>									
(Benth.) Britton & Rose	35	140	3.42	6	2.64	1653.61	12.05	6.04	
<i>Prosopis leavigata</i>									
(Humb. & Bonpl. Ex Willd.) M.C. Johnst.	3	12	0.29	2	0.88	356.28	2.60	1.26	
Koeberliniaceae									
<i>Koeberlinia spinosa</i>									
Zucc.	2	8	0.20	2	0.88	26.45	0.19	0.42	
Oleaceae									

<i>Forestiera angustifolia</i>								
Torr.	8	32	0.78	6	2.64	115.79	0.84	1.42
Rhamnaceae								
<i>Karwinskia</i>								
<i>humboldtiana</i>								
(Schult.) Zucc.	24	96	2.35	11	4.85	94.85	0.69	2.63
Rutaceae								
<i>Zanthoxylum fagara</i>								
(L.) Sarg.	93	372	9.09	20	8.81	1372.76	10.01	9.30
Salicaceae								
<i>Neopringlea</i>								
<i>integrifolia</i> (Hemsl.) S.								
Watson	2	8	0.20	1	0.44	3.18	0.02	0.22
Scrophulariaceae								
<i>Leucophyllum</i>								
<i>frutescens</i> (Berland.)								
I.M. Johnst.	136	544	13.29	21	9.25	903.45	6.59	9.71
Simaroubaceae								
<i>Castela erecta</i> subsp.								
<i>texana</i> (Torr. &								
A.Gray) Cronquist	26	104	2.54	8	3.52	78.40	0.57	2.21
Solanaceae								
<i>Capsicum annuum</i> L.								
	1	4	0.10	1	0.44	3.46	0.03	0.19
Ulmaceae								
<i>Celtis leavigata</i> Willd.								
	53	212	5.18	7	3.08	1597.97	11.65	6.64
<i>Celtis pallida</i> Torr.								
	61	244	5.96	16	7.05	1159.82	8.45	7.16

Verbenaceae								
<i>Aloysia</i> sp.	18	72	1.76	4	1.76	91.91	0.67	1.40
<i>Lantana camara</i> L.	117	468	11.44	20	8.81	650.91	4.74	8.33
Zygophyllaceae								
<i>Guaiacum</i>								
<i>angustifolium</i> Engelm.	31	124	3.03	16	7.05	112.48	0.82	3.63
Total	1023	4092	100.00	227	100.00	13718.68	100.00	100.00
Matorral submontano								
Asparagaceae								
<i>Agave lecheguilla</i>								
Torr.	6	24	0.65	4	1.37	15.99	0.20	0.74
<i>Yucca filifera</i> Chabaud	27	108	2.93	16	5.46	952.10	11.70	6.69
Asteraceae								
<i>Gymnosperma</i>								
<i>glutinosum</i> (Spreng.)								
Less.	49	196	5.31	15	5.12	166.77	2.05	4.16
Boraginaceae								
<i>Cordia boissieri</i> A.								
DC.	67	268	7.26	23	7.85	1302.85	16.01	10.37
<i>Ehretia anacua</i> (Teran y Berland) I.M.								
Johnston	5	20	0.54	2	0.68	16.43	0.20	0.48
Cactaceae								
<i>Opuntia engelmannii</i>								
Salm-Dyck ex Engelm.	13	52	1.41	8	2.73	49.92	0.61	1.58

Ebenaceae									
<i>Diospyros</i>	<i>texana</i>								
Scheele		25	100	2.71	12	4.10	731.68	8.99	5.26
Euphorbiaceae									
<i>Bernardia</i>	<i>myricifolia</i>								
(Scheele) S. Watson		90	360	9.75	16	5.46	399.06	4.90	6.70
<i>Croton</i>	<i>torreyanus</i>								
Müll.Arg.		72	288	7.80	21	7.17	492.47	6.05	7.01
Fabaceace									
<i>Acacia</i>	<i>berlandieri</i>								
Benth.		30	120	3.25	10	3.41	121.55	1.49	2.72
<i>Acacia greggii</i> A. Gray		9	36	0.98	3	1.02	56.04	0.69	0.90
<i>Acacia rigidula</i> Benth.		111	444	12.03	22	7.51	464.03	5.70	8.41
<i>Caesalpinia mexicana</i>									
A. Gray		5	20	0.54	3	1.02	16.21	0.20	0.59
<i>Ebenopsis</i>	<i>ebano</i>								
(Berland) Baneby & J.W. Grimes		3	12	0.33	1	0.34	2.10	0.03	0.23
<i>Eysenhardtia</i>									
<i>polystachya</i> (Ortega)									
Sarg.		60	240	6.50	14	4.78	321.90	3.96	5.08
<i>Havardia</i>	<i>pallens</i>								
(Benth.) Britton & Rose		5	20	0.54	3	1.02	155.98	1.92	1.16
<i>Prosopis glandulosa</i>									
Torr.		1	4	0.11	1	0.34	143.07	1.76	0.74
		8	32	0.87	4	1.37	49.01	0.60	0.94
<i>Sophora secundiflora</i>									

(Ortega) DC.									
<i>Mimosa malacophylla</i>									
A. Gray	6	24	0.65	2	0.68	19.15	0.24	0.52	
Fouquieriaceae									
<i>Fouquieria splendens</i>									
Engelm.	11	44	1.19	3	1.02	112.51	1.38	1.20	
Oleaceae									
<i>Forestiera angustifolia</i>									
Torr.	17	68	1.84	11	3.75	66.34	0.82	2.14	
<i>Bumelia lanuginosa</i>									
(Michx.) Pers.	6	24	0.65	2	0.68	27.09	0.33	0.56	
Rhamnaceae									
<i>Condalia hookeri</i> M.C.									
Johnst.	26	104	2.82	5	1.71	878.65	10.80	5.11	
<i>Karwinskia humboldtiana</i> (Schult.)									
Zucc.	17	68	1.84	10	3.41	35.27	0.43	1.90	
Rubiaceae									
<i>Randia laetevirens</i>									
Standl.	3	12	0.33	3	1.02	7.55	0.09	0.48	
Rutaceae									
<i>Zanthoxylum fagara</i>									
(L.) Sarg.	53	212	5.74	19	6.48	319.59	3.93	5.38	
Salicaceae									
<i>Neopringlea integrifolia</i> (Hemsl.) S.									
Watson	11	44	1.19	3	1.02	14.08	0.17	0.80	

Scrophulariaceae									
<i>Leucophyllum</i>									
<i>frutescens</i> (Berland.)									
I.M. Johnst.	102	408	11.05	21	7.17	891.88	10.96	9.73	
Ulmaceae									
<i>Celtis leavigata</i> Willd.	11	44	1.19	5	1.71	5.12	0.06	0.99	
<i>Celtis pallida</i> Torr.	10	40	1.08	5	1.71	59.74	0.73	1.17	
Verbenaceae									
<i>Lantana camara</i> L.	44	176	4.77	15	5.12	144.99	1.78	3.89	
Zygophyllaceae									
<i>Guaiacum</i>									
<i>angustifolium</i> Engelm.	10	40	1.08	4	1.37	33.94	0.42	0.96	
Sin identificar									
sp1	7	28	0.76	4	1.37	57.14	0.70	0.94	
sp2	3	12	0.33	3	1.02	8.25	0.10	0.48	
Total	923	3692	100.00	293	100.00	8138.43	100.00	100.00	
Matorral submontano									
Anacardiaceae									
<i>Rhus microphylla</i>									
Engelm.	24	96	2.12	2	0.98	65.36	0.38	1.16	
Boraginaceae									
<i>Cordia boissieri</i> A.									
DC.	54	216	4.76	13	6.37	1066.74	6.18	5.77	
<i>Ehretia anacua</i> (Teran									
& Berland) I.M.	24	96	2.12	9	4.41	1005.51	5.82	4.12	

Johnston

Cactaceae

Opuntia engelmannii

Salm-Dyck ex

Engelm. 14 56 1.23 8 3.92 44.17 0.26 1.80

Ebenaceae

Diospyros texana

Scheele 74 296 6.53 19 9.31 1653.56 9.58 8.47

Diospyros virginiana

L. 2 8 0.18 2 0.98 25.12 0.15 0.43

Euphorbiaceae

Bernardia myricifolia

(Scheele) S. Watson 13 52 1.15 2 0.98 68.55 0.40 0.84

Croton torreyanus

Müll.Arg. 8 32 0.71 3 1.47 17.66 0.10 0.76

Fabaceae

Acacia berlandieri

Benth. 6 24 0.53 4 1.96 121.27 0.70 1.06

Acacia farnesiana (L.)

Willd. 24 96 2.12 4 1.96 552.04 3.20 2.42

Acacia rigidula Benth. 516 2064 45.50 23 11.27 5420.23 31.39 29.39

Caesalpinia mexicana

A. Gray 51 204 4.50 13 6.37 227.93 1.32 4.06

Eysenhardtia texana

Scheele 5 20 0.44 4 1.96 44.10 0.26 0.89

Leucaena sp. 4 16 0.35 2 0.98 0.85 0.00 0.45

<i>Mimosa malacophylla</i>									
A. Gray	6	24	0.53	4	1.96	27.62	0.16	0.88	
<i>Havardia pallens</i>									
(Benth.) Britton & Rose	16	64	1.41	2	0.98	140.05	0.81	1.07	
<i>Sophora secundiflora</i>									
(Ortega) DC.	3	12	0.26	1	0.49	3.31	0.02	0.26	
Fagaceae									
<i>Quercus polymorpha</i>									
Schltl. & Cham.	30	120	2.65	6	2.94	140.27	0.81	2.13	
Lythraceae									
<i>Heimia salicifolia</i>									
(Kunth) Link	2	8	0.18	2	0.98	4.54	0.03	0.39	
Lauraceae									
<i>Litsea novoleontis</i>									
Bartlett	20	80	1.76	4	1.96	1901.19	11.01	4.91	
Oleaceae									
<i>Forestiera angustifolia</i>									
Torr.	32	128	2.82	14	6.86	394.67	2.29	3.99	
<i>Fraxinus americana</i> L.									
	4	16	0.35	2	0.98	155.75	0.90	0.75	
Rhamnaceae									
<i>Condalia hookeri</i> M.C.									
Johnst.	4	16	0.35	2	0.98	11.66	0.07	0.47	
<i>Karwinskia humboldtiana</i> (Schult.)									
Zucc.	8	32	0.71	3	1.47	25.86	0.15	0.78	
Rubiaceae									

<i>Randia laetevirens</i> Standl.	12	48	1.06	4	1.96	107.17	0.62	1.21
Rutaceae								
<i>Zanthoxylum fagara</i> (L.) Sarg.	127	508	11.20	23	11.27	2429.38	14.07	12.18
Sapindaceae								
<i>Sapindus saponaria</i> L.	2	8	0.18	2	0.98	33.22	0.19	0.45
Sapotaceae								
<i>Bumelia lanuginosa</i> (Michx.) Pers.	12	48	1.06	5	2.45	103.91	0.60	1.37
Scrophulariaceae								
<i>Leucophyllum frutescens</i> (Berland.) I.M. Johnst.	9	36	0.79	3	1.47	62.72	0.36	0.88
Solanaceae								
<i>Solanum erianthum</i> D. Don	2	8	0.18	2	0.98	2.65	0.02	0.39
Ulmaceae								
<i>Celtis leavigata</i> Willd.	10	40	0.88	6	2.94	398.51	2.31	2.04
<i>Celtis pallida</i> Torr.	6	24	0.53	6	2.94	63.19	0.37	1.28
<i>Ulmus crassifolia</i> Nutt.	8	32	0.71	3	1.47	947.76	5.49	2.55
Verbenaceae								
<i>Lantana camara</i> L.	2	8	0.18	2	0.98	1.27	0.01	0.39
Total	1134	4536	100.00	204	100.00	17267.78	100.00	100.00
Matorral desértico rosetófilo								

Amaranthaceae									
<i>Atriplex canescens</i> (Pursh) Nutt.	12	48	1.28	3	1.24	20.39	0.23	0.92	
Asparagaceae									
<i>Agave americana</i> L.	35	140	3.74	9	3.72	53.53	0.61	2.69	
<i>Agave lecheguilla</i> Torr.	251	1004	26.82	20	8.26	7550.69	86.69	40.59	
<i>Agave striata</i> Zucc.	24	96	2.56	4	1.65	53.65	0.62	1.61	
<i>Dasyllirion texanum</i> Scheele	22	88	2.35	7	2.89	51.80	0.59	1.95	
<i>Yucca filifera</i> Chabaud	1	4	0.11	1	0.41	0.38	0.00	0.17	
Asteraceae									
<i>Artemisia ludoviciana</i> Nutt.	7	28	0.75	1	0.41	10.64	0.12	0.43	
<i>Gutierrezia microcephala</i> (DC.) A.Gray	52	208	5.56	8	3.31	30.67	0.35	3.07	
<i>Gymnosperma glutinosum</i> (Spreng.) Less.	1	4	0.11	1	0.41	2.83	0.03	0.18	
<i>Parthenium incanum</i> Kunth	3	12	0.32	1	0.41	3.94	0.05	0.26	
<i>Viguiera stenoloba</i> S.F.Blake	15	60	1.60	1	0.41	26.74	0.31	0.77	
Berberidaceae									
<i>Berberis trifoliolata</i> Moric.	16	64	1.71	7	2.89	23.71	0.27	1.62	

Cactaceae

Coryphantha

compacta (Engelm.)

Orcutt 1 4 0.11 1 0.41 0.02 0.00 0.17

Coryphantha difficilis

(Quehl) Orcutt 6 24 0.64 4 1.65 0.06 0.00 0.76

Coryphantha neglecta

L. Bremer 18 72 1.92 6 2.48 0.82 0.01 1.47

Cylindropuntia

imbricata (Haw.)

F.M.Knuth 1 4 0.11 1 0.41 1.13 0.01 0.18

Cylindropuntia

leptocaulis (DC.) F.M.

Knuth. 23 92 2.46 9 3.72 45.56 0.52 2.23

Echinocactus

horizonthalonius Lem. 5 20 0.53 3 1.24 0.27 0.00 0.59

Echinocereus

enneacanthus

Engelm. 12 48 1.28 3 1.24 1.90 0.02 0.85

Echinocereus

pectinatus (Scheidw.)

Engelm. 22 88 2.35 9 3.72 0.47 0.01 2.02

Echinocereus

stramineus (Engelm.)

F.Seitz 2 8 0.21 1 0.41 1.69 0.02 0.22

Ferocactus

hamatacanthus

(Muehlenpf.) Britton &

Rose 2 8 0.21 1 0.41 0.25 0.00 0.21

<i>Lophophora williamsii</i>								
(Lem. ex Salm-Dyck)								
J.M. Coult.	23	92	2.46	6	2.48	0.35	0.00	1.65
<i>Mammillaria melanocentra</i>								
Poselger	1	4	0.11	1	0.41	0.05	0.00	0.17
<i>Mammillaria pottsii</i>								
Scheer ex Salm-Dyck	42	168	4.49	8	3.31	0.55	0.01	2.60
<i>Neolloydia conoidea</i>								
(DC.) Britton & Rose	1	4	0.11	1	0.41	0.01	0.00	0.17
<i>Opuntia engelmannii</i>								
Salm-Dyck ex Engelm.	7	28	0.75	5	2.07	4.38	0.05	0.95
<i>Sclerocactus scheeri</i>								
(Salm-Dyck) N.P. Taylor	3	12	0.32	2	0.83	0.09	0.00	0.38
<i>Thelocactus bicolor</i>								
(Galeotti ex Pfeiff.) Britton & Rose	5	20	0.53	2	0.83	0.08	0.00	0.45
Celastraceae								
<i>Mortonia greggii</i> A.								
Gray	33	132	3.53	8	3.31	64.68	0.74	2.52
Ephedraceae								
<i>Ephedra antisyphilitica</i>								
Berland. ex C.A. Mey.	4	16	0.43	3	1.24	6.90	0.08	0.58
Euphorbiaceae								
<i>Bernardia myricifolia</i>								
(Scheele) S. Watson	6	24	0.64	3	1.24	12.70	0.15	0.68

<i>Jatropha dioica</i> Cerv.	18	72	1.92	5	2.07	36.30	0.42	1.47
Fabaceae								
<i>Acacia berlandieri</i>								
Benth.	31	124	3.31	12	4.96	69.09	0.79	3.02
<i>Acacia greggii</i> A. Gray	23	92	2.46	11	4.55	21.44	0.25	2.42
<i>Calliandra conferta</i>								
Benth	35	140	3.74	8	3.31	129.52	1.49	2.84
<i>Eysenhardtia texana</i>								
Scheele	2	8	0.21	1	0.41	12.58	0.14	0.26
<i>Prosopis glandulosa</i>								
Torr.	22	88	2.35	9	3.72	113.21	1.30	2.46
<i>Sophora secundiflora</i>								
(Ortega) Lag. ex DC.	12	48	1.28	3	1.24	49.31	0.57	1.03
Koeberliniaceae								
<i>Koeberlinia spinosa</i>								
Zucc.	1	4	0.11	1	0.41	7.54	0.09	0.20
Oleaceae								
<i>Forestiera angustifolia</i>								
Torr.	3	12	0.32	3	1.24	8.80	0.10	0.55
Pinaceae								
<i>Pinus catarinae</i>								
Passiini	6	24	0.64	4	1.65	31.53	0.36	0.89
Rhamnaceae								
<i>Karwinskia</i>								
<i>humboldtiana</i> (Schult.)								
Zucc.	4	16	0.43	3	1.24	14.96	0.17	0.61

<i>Condalia hookeri</i> M.C.								
Johnst.	17	68	1.82	8	3.31	49.79	0.57	1.90
Scrophulariaceae								
<i>Leucophyllum</i>								
<i>frutescens</i> (Berland.)								
I.M. Johnst.	30	120	3.21	11	4.55	29.80	0.34	2.70
Ulmaceae								
<i>Celtis pallida</i> Torr.								
	1	4	0.11	1	0.41	8.55	0.10	0.21
Zygophyllaceae								
<i>Guaiacum</i>								
<i>angustifolium</i> Engelm.								
	47	188	5.02	11	4.55	61.38	0.70	3.42
<i>Larrea tridentata</i>								
(Sessé & Moc. ex								
DC.) Coville								
	28	112	2.99	11	4.55	95.76	1.10	2.88
Total	936	3744	100.00	242	100.00	8710.46	100.00	100.00

CAPÍTULO 2

CARACTERIZACIÓN ESTRUCTURAL DE UNA COMUNIDAD ARBÓREA CON ACTIVIDAD PASTORIL-SILVÍCOLA EN EL NORESTE DE MÉXICO

Resumen

El conocimiento de la estructura forestal de las zonas áridas y semiáridas es muy importante debido a los beneficios directos e indirectos que aportan; además permite conocer la dinámica de las comunidades naturales y bajo manejo silvícola. El objetivo del estudio fue evaluar la composición, estructura y diversidad de la comunidad arbórea de un área con actividad pastoril-silvícola en un matorral espinoso tamaulipeco en el centro de Nuevo León. Para ello se establecieron cinco sitios de muestreo de 2500 m², en los cuales se realizó un inventario de todas las especies arbóreas ≥ 7.5 cm de diámetro a la altura de 1.30 m (DAP). Se determinaron parámetros estructurales de la vegetación como: abundancia relativa, frecuencia relativa, dominancia relativa, índice de valor de importancia y el índice de valor forestal. Además se estimaron modelos diámetro (DAP)-área de copa. Las especies ecológicamente dominantes fueron *Prosopis laevigata* y *Ebenopsis ebano*, cuya densidad y cobertura vegetal fueron las más altas; la estructura vertical mostró alta proporción de individuos con tallas ≥ 6 m. La relación entre el DAP y la cobertura vegetal se ajustó mejor a un modelo Lineal con una $R^2 = 0.621$. Se sugiere que la estructura del matorral condicionada por el manejo forestal ha aportado valor adicional al área para el aprovechamiento de las especies vegetales presentes, además de la importancia ecológica de las especies para el ganado.

Palabras clave: *Ebenopsis ebano*, *Prosopis laevigata*, matorral espinoso tamaulipeco

Abstract

Knowledge of forest structure of arid and semiarid communities is very important because provide direct and indirect benefits; also it allows to determine the dynamics of communities under natural or silvicultural management. The aim of study was evaluate the composition, structure and diversity of the plant community within an area with pastoral-forestry activities in a tamaulipan thornscrub within the central area of Nuevo Leon; five sampling sites were established over an area of 2,500 m², in which an inventory was carried out for tree species ≥ 7.5 cm in diameter at a breast height (DBH) of 1.3 m. Structural parameters of vegetation were determined such as relative abundance, relative frequency, relative dominance, importance value index and the forest value index. Also regression models were fitted for diameter (DBH) as a function of canopy cover. Ecologically, the main species were *Prosopis laevigata* and *Ebenopsis ebano*, and the system showed a high density of individuals, high coverage and a vertical structure with a high proportion of trees ≥ 6 m. The linear model showed the best fit to present $R^2 = 0.621$. Forest management in the plant community has provided additional value to the area for the use of plant species present in addition to the ecological importance of the species for livestock.

Key words: *Ebenopsis ebano*, *Prosopis laevigata*, tamaulipan thornscrub

Introducción

El manejo forestal influye en la distribución diamétrica de los árboles, su distribución espacial y la regeneración natural. La estructura del bosque afecta diversos atributos como, producción de biomasa, biodiversidad y la calidad de los servicios ecosistémicos. La interpretación de la distribución diamétrica es un ejemplo de los atributos que se utilizan frecuentemente por los manejadores para describir el tipo de bosque o tratamientos silvícolas (Gadow *et al.*, 2012).

La distribución vertical y horizontal del tamaño de los árboles determina la distribución de las condiciones micro-climáticas, la disponibilidad de recursos y la formación de nichos ecológicos, así como la diversidad biológica dentro de la comunidad de manera directa o indirecta. De tal manera que la información de la estructura forestal contribuye a un mejor entendimiento de la historia, las funciones y el futuro potencial de desarrollo de un ecosistema forestal (Harmon *et al.* 1986; Ruggiero *et al.* 1991; Spies 1997; Franklin *et al.* 2002).

Los sistemas silvopastorales o pastoriles-silvícolas son los sistemas de manejo de la tierra donde los bosques se manejan para la producción de madera, alimento y forraje, como también para la crianza de animales domésticos (Alavalapati y Mercer, 2005), específicamente este enfoque es el principal en las zonas áridas y semiáridas (Moreno-Calles *et al.*, 2010).

Como ecosistemas forestales su estructura se encuentra directamente relacionada con su estabilidad frente a distintos factores bióticos y abióticos, así como con los beneficios directos (productos) e indirectos (fijación de carbono, paisaje y protección del suelo, entre otros); además, es fácilmente modificable a través de las intervenciones silvícolas como podas o aclareos. Por lo tanto, es importante un adecuado conocimiento de la estructura de las áreas con actividades pastoriles-silvícolas y su dinámica, ya que es fundamental para garantizar la gestión sostenible de los sistemas vegetales (Del Río *et al.*, 2003; Sarmiento-Muñoz *et al.*, 2015). La estimación de las variables dasométricas como la altura, el diámetro normal y el diámetro de copa son de gran importancia tanto para la estimación de volúmenes de los árboles como para la caracterización de la estructura de las masas arbóreas (Juárez de Galíndez *et al.*, 2007).

En las regiones áridas y semiáridas de México, existen diversas especies de leguminosas incluyendo los géneros *Prosopis* y *Acacia*, los cuales destacan por sus usos como carbón, también diferentes especies del género *Prosopis* y *Ebenopsis ebano*, como forraje, fabricación de utensilios para el hogar y

artesanías (Estrada *et al.*, 2004). Actualmente, además de los usos ya mencionados; representan una importante contribución para mejorar el ambiente, los suelos, y la conservación de la biodiversidad debido a su capacidad para la fijación de carbono (Juárez de Galíndez *et al.*, 2007).

El objetivo de la presente investigación fue evaluar la composición y estructura de una comunidad arbórea con actividad pastoril-silvícola en el noreste de México, mediante 1) indicadores ecológicos de abundancia, frecuencia, dominancia e índice de valor de importancia, 2) estructura bidimensional mediante el índice de valor forestal (IVF), 3) estratificación vertical y distribución diamétrica del componente arbóreo, 4) modelos de diámetro de normal-área de copa. La hipótesis fue que ciertas especies se encuentran más favorecidas por el manejo pastoril-silvícola.

Materiales y métodos

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en el ejido “ubicado en la carretera Linares - Cd. Victoria km 132 en el municipio de Linares, Nuevo León (noreste de México), en las coordenadas geográficas latitud 24° 40'01" N y longitud 99° 31'13" W (Figura 1). La comunidad estudiada es un matorral espinoso tamaulipeco con manejo pastoril-silvícola. Posee suelo de tipo vertisol pélico (INIFAP-CONABIO, 1995), posee un clima tipo (A)C(wo)x' (García, 1998) y temperatura media semicálida (Vidal, 1990). En esta comunidad vegetal se inició el manejo forestal en el año 2009; se realizaron aclareos por lo bajo, talando los individuos de dimensiones menores a 5 cm de diámetro a la altura del pecho para modificar la estructura vegetal existente, para crear espacios abiertos donde se pudieran establecer pastos nativos y permitiera el desplazamiento del ganado. Los árboles con diámetros mayores a 5 cm no fueron talados, ya que los años

posteriores el manejo ha sido principalmente la poda sucesiva de los elementos arbóreos.

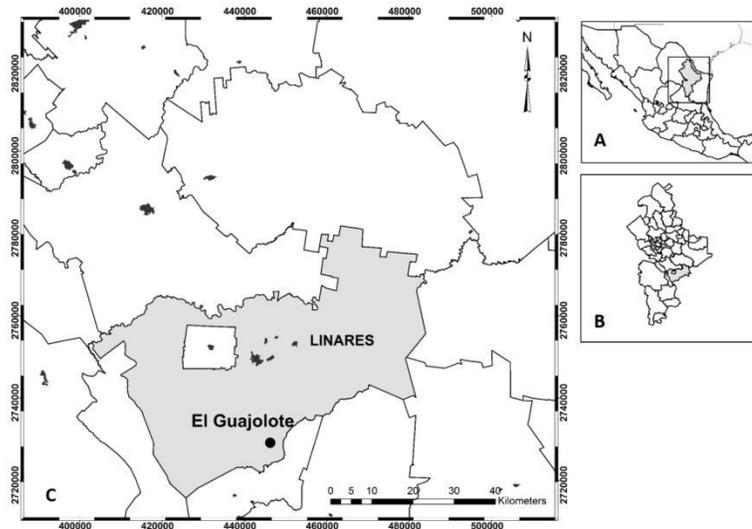


Figura 1. Localización del área de estudio. A) norte de México y sur de EUA, B) estado de Nuevo León, noreste de México, y C) ciudad de Linares, ejido “El Guajolote”.

Método de muestreo

En abril de 2014 se establecieron al azar cinco sitios de muestreo de 2500 m² cada uno. Se realizó un inventario de todas las especies arbóreas ≥ 7.5 cm de diámetro a la altura de 1.30 m (DAP). Se obtuvo información dasométrica como: especie, altura (h), diámetro basal ($d_{0.10m}$), DAP y cobertura de copa (d_{menor} y d_{mayor}).

Se estimó la abundancia relativa, dominancia relativa, valor de importancia relativo (VIR) y altura de los individuos. La abundancia absoluta es $A_i = N_i/S$, donde N_i es el número de individuos de la especie i y S es la superficie del área muestreada (en hectáreas). La abundancia relativa de las especies se calculó empleando la ecuación $Ari = (A_i/\Sigma A_i)/100$, donde ΣA_i es la abundancia total de la especie i (Jiménez *et al.*, 2009). Para estimar la

dominancia, se calculó el área basal de cada individuo. La dominancia absoluta de las especies es $D_i = A_{bi}/S$, donde A_{bi} es la cobertura de área (en metros cuadrados) de la especie i y S es la superficie del área de muestreo (en hectáreas). La dominancia relativa de las especies se calculó con la ecuación $D_{ri} = (D_i/\Sigma D_i)/100$, donde D_i es la dominancia de la especie i y ΣD_i es la dominancia total de las especies, la frecuencia relativa es $F_{ri} = (F_i/\Sigma F_i)/100$, donde F_i es el número de sitios donde se presenta la especie i y ΣF_i es la frecuencia total de todas las especies (Mostacedo y Fredericksen, 2000). El valor de importancia relativo (VIR ; Müller-Dombois y Ellenberg 1974.) se calculó de acuerdo a la siguiente fórmula:

$$VIR = \frac{\text{abundancia relativa} + \text{dominancia relativa} + \text{frecuencia relativa}}{3}$$

El índice de valor forestal (IVF), se aplicó para evaluar la estructura bidimensional de la vegetación arbórea (Corella *et al.*, 2001). Su fórmula es:

$$IVF = \text{diámetro relativo} + \text{altura relativa} + \text{cobertura relativa}$$

Para determinar la relación entre las variables diámetro normal- área de copa; se desarrollaron algunos de los modelos más comunes como el de Prodan, Lineal, Schumacher y Schreuder. A continuación se detallan las ecuaciones:

(1). – *Función de Prodan* $AC = 1.3 + \alpha * \log(d) + \beta$

(2). – *Función lineal* $AC = a * d + \beta$

(3). – *Función de Schumacher* $AC = 1.3 + \alpha * e^{-\beta(1/d)}$

(4). – *Función de Schreuder* $AC = 1.3 + \alpha * e^{-\beta(1/d)}$

Donde:

AC= área de copa del árbol; 1.3 es la adecuación del diámetro a la altura de 1.30 cm; α , β , y γ son los parámetros de la función a estimar.

Análisis de la información

Para el ajuste de los modelos se utilizó el software R v3.1.2 (R Development Core Team, 2011). Se ajustaron los modelos anteriormente descritos para toda la base general, mediante dos procedimientos. El primero es el procedimiento lm (linear models en R) para el modelo lineal y el procedimiento nls, para los modelos no lineales. Para la comparación entre los modelos se utilizó el coeficiente de determinación R^2 . Se realizó la prueba Shapiro-Wilk (1965) para determinar si los residuales de los modelos presentaban una distribución normal.

Resultados

Se registraron cuatro especies, sumando un total de 295 individuos en el área, lo que representa una abundancia 236 ind. ha⁻¹. Las especies más abundantes y ecológicamente más importantes fueron dos *Prosopis laevigata* (Humb. & Bonpl. ex Willd.) M.C. Johnst. y *Ebenopsis ebano* (Berland.) Barneby & J.W.Grimes (Tabla 1). Las cuales representan el 99.3% de la abundancia de la comunidad. Las otras dos especies (*Acacia berlandieri* Benth. y *Guaiacum angustifolium* Engelm.) representan alrededor del 0.7% de la abundancia total (Tabla 1). Referente a la frecuencia, *Prosopis laevigata* y *Ebenopsis ebano* se registraron en el 100% de los sitios de muestreo. Sin embargo Foroughbakhch *et al.* (2013) reportaron a *P. glandulosa* como la especie más frecuente en distintas comunidades de matorral en estado de transición entre matorral submontano y bosques de mezquite en el noreste de México.

La dominancia de acuerdo al diámetro de copa, muestra que *P. laevigata* posee la mayor dominancia en el área con $7789.7 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$, posteriormente se encuentra *E. ebano* con $2551.8 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$, lo que representa un 99.7% de la dominancia total del área. El VIR muestra a *P. laevigata* (56.56%) como la especie más importante ecológicamente, seguida de *E. ebano* (37.57%).

Tabla 1. Valores de abundancia, frecuencia, dominancia y valor de importancia relativa (VIR) de las especies en el área de estudio.

Especie	n	Abundancia		Frecuencia	Dominancia		VIR
		ind. ha^{-1}	%	%	$\text{m}^2 \text{ ha}^{-1}$	%	%
<i>Ebenopsis ebano</i> (Berland.) Barneby y J.W.Grimes	137	109.6	46.44	41.67	2551.8	24.61	37.57
<i>Acacia berlandieri</i> Benth.	1	0.8	0.34	8.33	21.9	8.88	2.96
<i>Guaiaacum</i> <i>angustifolium</i> Engelm.	1	0.8	0.34	8.33	4.5	8.72	2.91
<i>Prosopis laevigata</i> (Humb. y Bonpl. ex Willd.) M.C. Johnst.	156	124.8	52.88	41.67	7789.7	75.13	56.56
Total	295	236	100	100	10367.8	100	100

La tabla 2 muestra el índice de valor forestal (IVF), conformado por el diámetro, altura y cobertura relativos de las especies del área. El diámetro relativo y altura relativa mayores fueron para *P. laevigata* con 63.06% y 56.49% respectivamente. La cobertura de copa en el área fue de $10266.97 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$, lo que indica que existe un 100% de la superficie cubierta por el dosel y sobreposición de copas. *Prosopis laevigata* y *Ebenopsis ebano* fueron las especies más dominantes al abarcar $10241.01 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$, que equivale al 99.75% de la cobertura de copa de todas las especies en el área de estudio.

Tabla 2. Valores de diámetro, altura y cobertura de copa e índice de valor forestal (IVF) de las especies en el área de estudio.

Especie	Diámetro		Altura		Cobertura de copa		IVF
	cm	%	m	%	m ² ha ⁻¹	%	%
<i>Ebenopsis ebano</i> (Berland.) Barneby y J.W.Grimes	1604.34	36.59	684.64	43.02	2519.70	24.54	34.72
<i>Acacia berlandieri</i> Benth.	8.96	0.20	4.72	0.30	21.63	0.21	0.24
<i>Guaiacum angustifolium</i> Engelm.	6.16	0.14	3.12	0.20	4.32	0.04	0.13
<i>Prosopis laevigata</i> (Humb. y Bonpl. ex Willd.) M.C. Johnst.	2765.04	63.06	898.88	56.49	7721.31	75.21	64.92
Total	4384.50	100	1591.36	100	10266.97	100	100

Para los modelos diámetro normal-área de copa se realizó un modelo general (todas las especies), la tabla 3 muestra las características de los modelos probados. El modelo con los mejores ajustes es el Lineal, ya que presenta los mayores valores en coeficiente de determinación R² (0.621; Figura 2), además sus parámetros son estadísticamente significativos.

Tabla 3. Estadísticos y parámetros de los modelos probados.

GENERAL	Parámetros				
Función	b0	prob	b1	prob	R ²
Prodan	4.56	<2e-16	-7.19	<2e-16	0.620
Lineal	2.20	<2e-16	0.26	<2e-16	0.621
Schumacher	13.61	<2e-16	14.60	<2e-16	0.618
Schreuder	4.56	<2e-16	-5.89	<2e-16	0.620

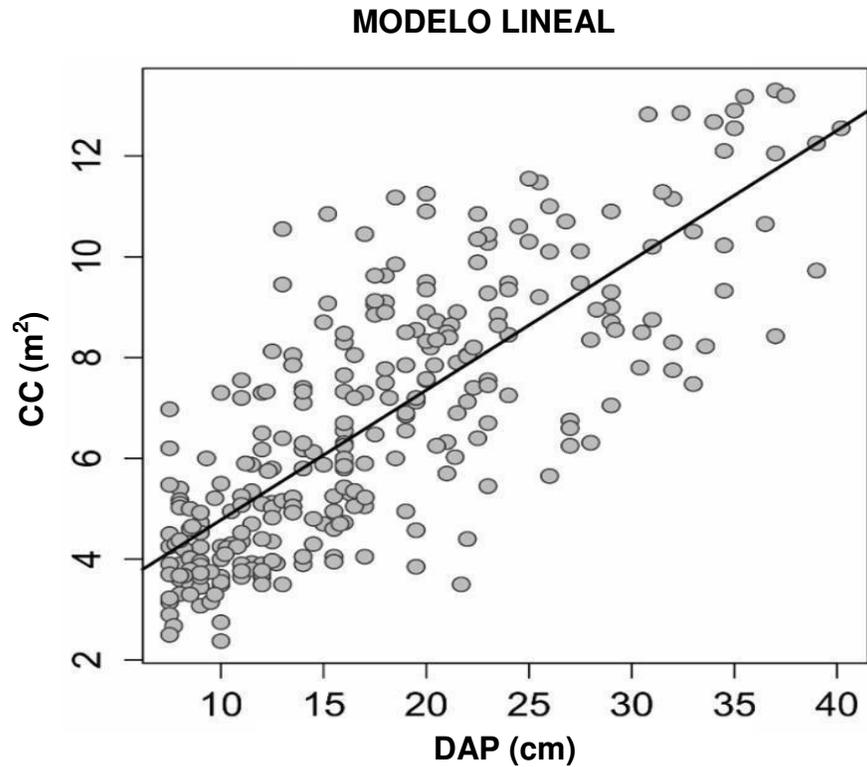


Figura 2. Modelo lineal para diámetro normal (DAP)-cobertura de copa (CC) para todas las especies en el área de estudio.

El gráfico de estratificación vertical del componente arbóreo muestra una distribución cercana a la normal, donde se encuentran pocos individuos en las clases de altura bajas y altas, y un elevado número en las intermedias (Figura 3). La altura dominante del arbolado se ubica en la clase de altura de 6-8 m, representada por *P. laevigata* y *E. ebano*. El 77.7% de arbolado presente está distribuido entre los estratos de 4-6 m y 6-8 m, los cuales se encuentran conformados en un 99% por *Prosopis laevigata* y *Ebenopsis ebano*. Las otras dos especies solamente se encuentran representadas en los primeros dos estratos (2-4 m y 4-6 m).

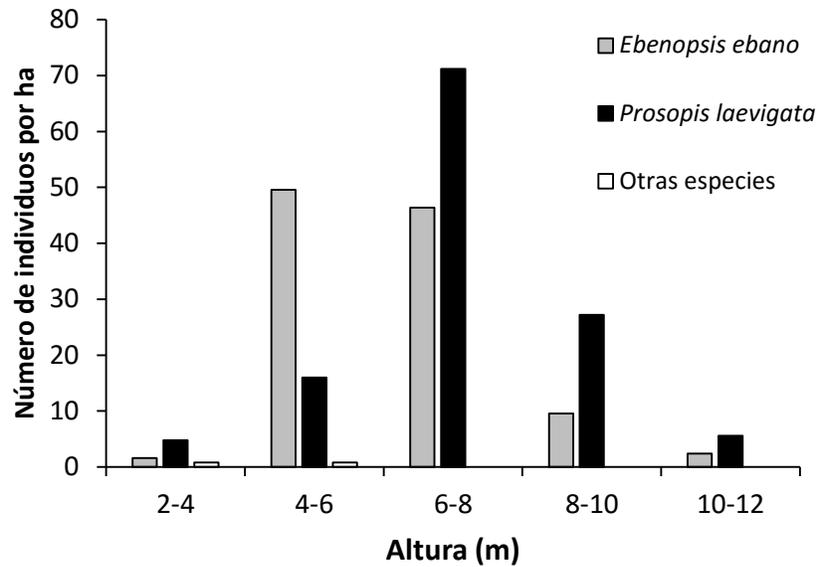


Figura 3. Histograma de frecuencia de la altura total de todos los individuos en el área de estudio.

La distribución de las clases diamétricas se aprecia una línea logarítmica con tendencia negativa en la densidad conforme aumenta el diámetro (Figura 4). Las densidades mayores de individuos (>40 ind. ha^{-1}), se concentran en las clases diamétricas < 22.5 cm de diámetro. La clase menor (7.5 cm – 12.5 cm) se encuentra dominada por la especie *E. ebano*; sin embargo, conforme aumenta la categoría diamétrica el mayor número de individuos por hectárea se presenta para *P. laevigata*.

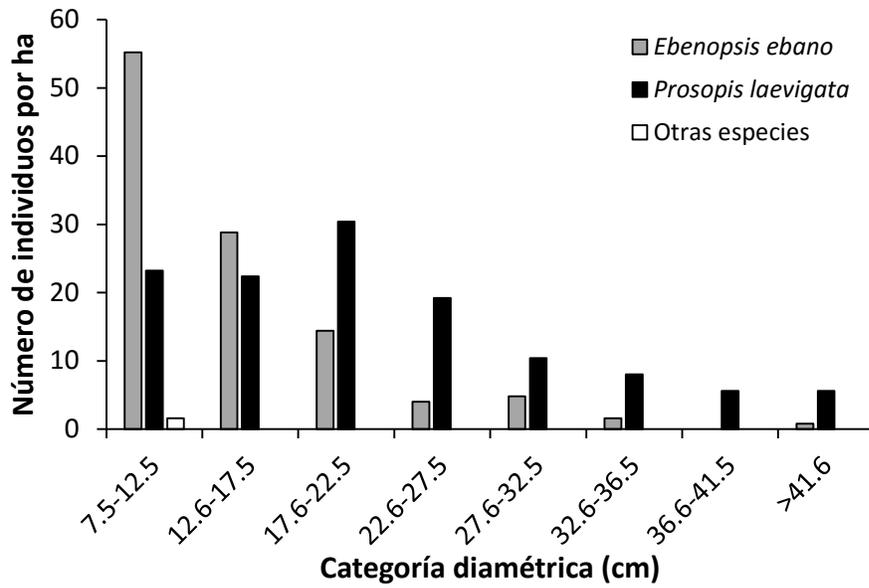


Figura 4. Histograma de frecuencia de las clases diamétricas de todos los individuos en el área de estudio.

Discusión

Prosopis laevigata y *Ebenopsis ebano* se encuentran altamente presentes en los sistemas agroforestales del noreste de México, debido a su importancia económica como recurso maderable (leña, carbón y escuadría) y a los beneficios que otorgan a las áreas que habitan tales como estabilización y mejoramiento del suelo al incrementar el contenido de materia orgánica, así como su importancia forrajera en la alimentación de ganado en pastoreo y fauna silvestre (Osuna y Meza, 2003; Carrillo *et al.*, 2007). De la misma manera en el estado de Nuevo León se han registrado sistemas agroforestales en el norte con *Prosopis glandulosa* Torr. como especie forestal (CONAFOR, 2013).

La densidad registrada para el presente estudio ha sido mayor a la registrada por Sarmiento *et al.* (2015) (173 ind. ha⁻¹), quienes evaluaron una comunidad arbórea de un sistema silvopastoril pero en un matorral submontano del noreste de México; sin embargo la densidad ha sido menor en relación a lo reportado por Domínguez *et al.* (2013) quienes registraron un mayor número de

individuos y de especies para comunidades sin actividad productiva de matorral espinoso tamaulipeco para diferentes zonas de Nuevo León. Se puede suponer que el área de estudio al presentar manejo forestal, tanto el número de especies y de individuos ha disminuido ya que se busca mantener a los individuos de mejores dimensiones a través de las podas y las cortas selectivas.

Las especies *P. laevigata* y *E. ebano* fueron las especies ecológicamente más importantes, no obstante; no suelen tener alta representación en la composición florística de las comunidades vegetales de matorral espinoso tamaulipeco en el noreste de México, estudios como el de Domínguez *et al.* (2013) evaluaron una comunidad vegetal madura sin actividad productiva en el matorral espinoso tamaulipeco, reportaron a *P. laevigata* con 10.2 y 1.4% de abundancia para dos municipios en Nuevo León, y no registraron a *E. ebano* como parte de la comunidad. Por otra parte Montañaño *et al.* (2006) registraron una densidad similar para dos matorrales semiáridos en el centro de México. En cambio Molina *et al.* (2013) obtuvieron una abundancia relativa menor (2.56 y 2.51) para la especie *Prosopis glandulosa* en sistemas de pastoreo (Savory y Continuo) en el norte de Nuevo León, ya que en estas comunidades la abundancia era mayor para los pastos (*Cenchrus ciliaris* y *Panicum texanum*) debido a la actividad pecuaria. En el estudio de Mora *et al.* (2013) se registró una baja abundancia para *P. laevigata* (1.15%) para un matorral espinoso tamaulipeco de referencia sin actividad productiva activa en el centro-sur de Nuevo León. Sin embargo, los mismos autores reportaron una abundancia mayor (61.18%) para un área de matorral espinoso tamaulipeco con actividad ganadera, abundancia similar a la registrada en este estudio. De tal manera que la especie *P. laevigata* se convierte en una especie muy importante en áreas con actividad pastoril-silvícola, debido a los beneficios que aportan. .

Para el caso de la cobertura de copa estudios como el Montañaño *et al.* (2006) obtuvieron una cobertura mucho menor (438 y 175 m² ha⁻¹) para dos matorrales semiáridos en el centro de México. Asimismo, Sarmiento *et al.* (2015) indicaron un valor menor para el área de copa con 5215 m² ha⁻¹ para una

comunidad bajo sistema silvopastoril pero en una comunidad de matorral submontano del noreste de México, lo anterior es debido probablemente a que las especies con mayor abundancia no presentaron un área de copa predominante. Estudios realizados anteriormente indican que se observa una tendencia de crecimiento mayor en el diámetro copa en individuos podados que en individuos sin podar (Carrillo *et al.*, 2007), dicho comportamiento puede estar reflejado en los individuos del área de estudio al presentar una alta cobertura de copa y una cubierta mayor del 100% de la superficie debido al manejo al que han sido sometidos desde hace cinco años, lo anterior con la intención de aprovechar sus ramas (para leña), frutos (para alimento del ganado) y follaje (para alimento y sombra del ganado), debido que las copas del arbolado favorecen la creación de un micro-clima para el resguardo del ganado en temporadas de calor.

De acuerdo al RIV, la alta presencia de *P. laevigata* es debida a la preferencia que tienen los productores pecuarios por esta especie, ya que es multipropósito, y se usa para leña, carbón vegetal, uso artesanal y forraje (Estrada *et al.*, 2005), siendo este último de especial interés para áreas con actividad pastoril-silvícola. Montañaño *et al.* (2006) reportaron a *P. laevigata* como la especie con mayor índice de valor de importancia en dos matorrales semiáridos en el estado de Hidalgo, México. De igual manera, Mora *et al.* (2013) registraron a *P. laevigata* como la especie con el índice de valor de importancia ecológico más alto para una comunidad de matorral espinoso tamaulipeco con actividad ganadera. Por su parte, Foroughbakhch *et al.* (2013) indicaron que *P. glandulosa* es la especie con mayor índice de valor de importancia en el estrato arbóreo de diferentes comunidades de matorral en el noreste de México sin reporte de actividades productivas.

Los resultados del IVF son similares a los del índice de valor de importancia relativo, destacando las especies *Prosopis laevigata* (64.92%) y *Ebenopsis ebano* (34.72%). Estudios como el de Domínguez *et al.* (2013) registraron una cobertura de 672.7 y 185.1 m² ha⁻¹ respectivamente para

comunidades de matorral espinoso tamaulipeco en el noreste de Nuevo León, mientras que para el presente estudio se reportó una cobertura de 10266.97 m² ha⁻¹, una cobertura alta para comunidades de matorral; sin embargo, es posible que se deba a que *P. laevigata* es la especie predominante en el sitio y los individuos presentes han sido sujetos a manejo por cinco años lo que ha ocasionado que los individuos que conforman la comunidad hayan tenido mayor crecimiento tanto en cobertura como en diámetro (Cuadro 2), condición que no se presenta de manera natural en las comunidades de matorral espinoso tamaulipeco para individuos de esta especie ya que no suelen ser altamente predominantes (Montaño *et al.*, 2006).

La figura 2 muestra el modelo Lineal de la relación diámetro normal-área de copa, que fue el modelo que mejor se ajustó de acuerdo a los parámetros estadísticos. El modelo indica que conforme el diámetro normal de los individuos aumenta se presentan mayores valores de área de copa de los individuos, estudios como el de Benítez *et al.* (2003) reportaron esta tendencia de crecimiento. Lo anterior es el resultado del manejo del área al realizar podas y abrir espacios para el desplazamiento del ganado y el crecimiento de pastos ha generado que los árboles representen el estrato dominante, es decir que no existe una fuerte competencia por la luz y las copas de los individuos son grandes, por lo tanto los niveles de fotosíntesis son altos, por lo que poseen un mayor crecimiento en diámetro (Benítez *et al.* 2003).

La figura 3 de estratificación vertical del componente arbóreo muestra que la altura dominante del arbolado se ubica en la clase de altura de 6-8 m, lo cual se considera como alto para los matorrales del noreste de México (Domínguez *et al.*, 2013; Mora *et al.*, 2014). Más del 50% del arbolado se encuentra distribuido en los estratos de 4-6 m y 6-8 m. De acuerdo a lo anterior un estudio realizado por Carrillo *et al.* (2007), menciona que cuando se realizan podas en los individuos de mezquite se registra un mayor crecimiento en altura; es por tal motivo que los árboles en el área de estudio presentan una altura mayor a la registrada dentro de comunidades de matorral sin tratamiento pastoril-silvícola.

Los individuos que conforman estos dos estratos principales presentan diámetros (DAP) menores o iguales a 20 cm en un 73.3% de su composición, lo que indica que los árboles son jóvenes y presentan una altura favorable para el diámetro que presentan, condición generada debido al manejo.

De acuerdo a la figura 4 la distribución diamétrica del componente arbóreo indica que existe un alto número de individuos de clases diamétricas menores, que podrán ocupar el espacio de árboles muertos o aprovechados, condición propiciada por la tala de los individuos maduros para la apertura de espacios para el desplazamiento de ganado, lo que ha propiciado el crecimiento de los árboles tanto en diámetro como altura, lo que trae como beneficio adicional el aprovechamiento a través de las podas y usar el material para leña. Un estudio desarrollado por Mora *et al.* (2013) donde evalúan el efecto de la ganadería en tres diferentes condiciones de matorral en el noreste de México, muestra que la clase diamétrica predominante en un matorral de referencia es de 4-8 cm, lo mismo para el caso de ganadería. Sin embargo, para las siguientes clases diamétricas en el caso de ganadería los individuos se encuentran escasamente representados, situación que no se presenta en el área de estudio, ya que las categorías diamétricas menores a 22.5 cm se encuentran bien representadas, lo anterior muestra el resultado obtenido a través del manejo forestal del cual ha sido objeto el área.

La comunidad vegetal estudiada con actividad pastoril-silvícola presenta una alta densidad de individuos comparado con otros sistemas agroforestales del noreste de México y una alta cobertura de copa (>100%) propiciada por el desarrollo de los árboles después de la tala de individuos no deseados. Esto permite que los individuos tengan mayor espacio y esto se muestra reflejado en el crecimiento de copa y diámetro normal de los individuos. La distribución vertical indica que existen una alta proporción (68.6%) de árboles altos ($\geq 6\text{m}$), ya que al realizar podas constantes ha ocasionado que los árboles tengan un mayor crecimiento en altura. La distribución diamétrica muestra una buena representación de arbolado en la mayoría de las clases diamétricas. Las

especies con mayor índice de valor de importancia e índice forestal fueron *Prosopis laevigata* y *Ebenopsis ebano*, ambas presentaron altos valores de cobertura aérea, diámetro y altura. Los resultados muestran que la actividad pastoril-silvícola realizada promueve la predominancia de ciertas especies y da valor adicional al paisaje, valor comercial y también provee beneficios al ganado, además el manejo en el área favorece los atributos estructurales de la comunidad vegetal nativa.

Literatura citada

Alavalapati, J.R.R. and E.D. Mercer. 2005. Valuing agroforestry systems. Methods and applications. Springer Science, Business Media, Inc. USA. 314 pp.

Arias-Aguilar, D. 2012. Estudio de las relaciones altura-diámetro para seis especies maderables utilizadas en programas de reforestación en la Zona Sur de Costa Rica. Revista Forestal Mesoamericana Kurú 1: 33–43.

Benítez-Naranjo, J.Y., M. Rivero-Vega, A. Vidal-Corona y J. Rodríguez-Rodríguez. 2003. Estimación del diámetro de copa a partir del diámetro normal ($d_{1.3}$) en plantaciones de *Casuarina equisetifolia* Forst. Investigación Agraria. Sistemas y recursos forestales 12: 37-41.

Carrillo-Flores, R., F. Gómez-Lorence y J.G. Arreola-Ávila. 2007. Efecto de poda sobre potencial productivo de mezquites nativos en la comarca lagunera, México. Revista Chapingo Serie Zonas Áridas 6:47-54.

CONAFOR. 2013. Sistemas Agroforestales Maderables en México. Comisión Nacional Forestal, Universidad Autónoma de Chapingo. 146 pp.

Corella, J.F., H.J. Valdez, A.V.M. Cetina, C.F.V. González, S.A. Trinidad y R.J.R. Aguirre. 2001. Estructura forestal de un bosque de mangles en el noreste del estado de Tabasco, México. *Ciencia Forestal en México* 26:73-102.

Del Río, M., F. Montes, I. Cañellas y G. Montero 2003. Revisión: Índices de diversidad estructural en masas forestales. *Investigación Agraria. Sistemas y recursos forestales* 12:159-176.

Domínguez-Gómez, T.G, H. González-Rodríguez, R.G. Ramírez-Lozano, A.E. Estrada-Castillón, I. Cantú-Silva, V. Gómez-Meza, J.A. Villarreal-Quintanilla, M.S. Alvarado y G. Alanís-Flores. 2013. Diversidad estructural del matorral espinoso tamaulipeco durante las épocas seca y húmeda. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 4:106-110.

Estrada-Castillón, E., J. Villarreal-Quintanilla J. y E. Jurado. 2005. Leguminosas del norte del estado de Nuevo León, México. *Acta Botánica Mexicana* 73:1-18.

Estrada-Castillón, E., C. Yen-Méndez C., A. Delgado-Salinas, J.A. Villarreal-Quintanilla. 2004. Leguminosas del centro del estado de Nuevo León, México. *Anales del Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Serie Botánica* 75(1): 73-85.

Foroughbakhch, R., M.A. Alvarado, A. Carrillo, J.L. Hernández y M.A. Guzmán. 2013. Diversidad florística de un área dominada por arbustos en el Noreste de México. *Phyton International Journal of Experimental Botany* 82:175-184.

Franklin, J.F., T.A. Spies, R. Van Pelt, A.B. Carey, D.A. Thornburgh, D.R. Berg, D.B Lindenmayer, M.E. Harmon, W.S. Keeton, D.C. Shaw, K. Bible, J.Q. Chen. 2002. Disturbances and structural development of natural forest ecosystems with silvicultural implications, using Douglas-fir forests as an example. *Forest Ecology Management* 155(1–3):399–423. Harmon, M.E., J.F. Franklin, F.

Swanson, P. Sollins, S.V. Gregory, J.D. Lattin, N.H. Anderson, S.P. Cline, N.G. Aumen, J.R. Sedell, G.W. Lienkaemper, Jr Cromack, K.W. Cummins. 1986. Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. In: MacFadley A, Ford ED (eds) *Advances in ecological research*, vol 15, pp. 133–302.

Gadow, K.v., C. Y. Zhang, C. Wehenkel, A. Pommerening, J. Corral-Rivas, M. Korol, S. Myklush, G. Y. Hui, A.Kiviste and X. H. Zhao. 2012. Forest structure and diversity. En: T. Pukkala and K. von Gadow (eds.), *Continuous Cover Forestry*, *Managing Forest Ecosystems* 23, pp. 29-83. DOI 10.1007/978-94-007-2202-6 2.

García, E. 1998. Climas, escala 1:1000000. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). México.

INIFAP-CONABIO. 1995. Edafología, escalas 1:25000-1:1000000. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales y Agropecuarias y la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México.

Jiménez-Pérez, J., E. Alanís-Rodríguez, O.A. Aguirre-Calderón, M. Pando-Moreno y M.A. González-Tagle. 2009. Análisis sobre el efecto del uso del suelo en la diversidad estructural del matorral espinoso tamaulipeco. *Madera y Bosques* 15:5-20.

Juárez de Galíndez, M., M.G. Pece, C. Gaillard de Benítez, J. Sanguedolce, V. Mariot y R. Mazzuco. 2007. Ecuaciones altura-diámetro en *Prosopis nigra* (Griseb) Hieron (algarrobo negro) en Santiago del Estero, Argentina. *Foresta Veracruzana* 9:9-14.

Molina-Guerra, V.M., M. Pando-Moreno, E. Alanís-Rodríguez, P.A. Canizales-Velázquez, H. González-Rodríguez y J. Jiménez-Pérez. 2013. Composición y diversidad vegetal de dos sistemas de pastoreo en el matorral espinoso

tamaulipeco del Noreste de México. *Revista Mexicana de Ciencias Pecuarias* 4:361-371.

Montaño-Arias N.M., García-Sánchez R., Ochoa-de la Rosa G. y Monroy-Ata A. 2006. Relación entre la vegetación arbustiva, el mezquite y el suelo de un ecosistema semiárido en México. *Terra Latinoamericana* 24:193-205.

Mora-Donjuán, C.A., J. Jiménez-Pérez, E. Alanís-Rodríguez, E.A. Rubio-Camacho, J.I. Yerena-Yamallel, y M.A. González-Tagle. 2013. Efecto de la ganadería en la composición y diversidad arbórea y arbustiva del matorral espinoso tamaulipeco. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 4:124-137.

Mora-Donjuán, C.A., E.A. Rubio-Camacho, E. Alanís-Rodríguez, J. Jiménez-Pérez, M.A. González-Tagle, J.M. Mata y A. Mora. 2014. Composición y diversidad vegetal de un área de matorral desértico micrófilo con historial pecuario en el Noreste de México. *Polibotánica* 38:127-140.

Moreno-Calles, A., A. Casas A., J. Blancas, I. Torres, O. Masera, J. Caballero, L. García-Barrios, E. Pérez-Negrón and S. Rangel-Landa. 2010. Agroforestry systems and biodiversity conservation in arid zones: the case of the Tehuacán Valley, Central México. *Agroforestry Systems* 80:315-331.

Mostacedo, B. y T.S. Fredericksen. 2000. Manual de métodos básicos de muestreo y análisis en ecología vegetal. Proyecto de Manejo Forestal Sostenible. Santa Cruz de la Sierra Bolivia. 87 pp.

Müeller-Dombois, D. and H. Ellenberg. 1974. Aims and methods of vegetation ecology. John Wiley y Sons, New York, USA. 547 pp.

Osuna-Leal, E. y R. Meza-Sánchez. 2003. Alternativas para la explotación sostenible del mezquital de Baja California Sur. Instituto Nacional de

Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias. Centro de Investigación Regional del Noroeste Campo Experimental Todos Santos. Folleto Técnico No. 8. La Paz, B.C.S., México. 55 p.

Prodan, M., R. Peters, F. Cox y P. Real. 1997. Mensura forestal, Serie de investigación y educación en desarrollo sostenible. GTZ/IICA-Agroamerica, San José, Costa Rica.

R Development Core Team, R. 2011. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Found. Stat. Comput., R Foundation for Statistical Computing. doi:10.1007/978-3-540-74686-7.

Roman de la Vega, C.F., M. H. Ramírez y G.J.L. Treviño. 1994. Dendrometría. Universidad Autónoma Chapingo. 353 pp.

Ruggiero, L.F., L.C. Jones and K.B. Aubry .1991. Plant and animal habitats associations in Douglas-fir forests of the Pacific Northwest: an overview. In: Ruggiero LF, Aubry KB, Carey AB, Huff HM (tecn cords) Wildlife and vegetation of unmanage Douglas-fir forest. USDA Forest Service, GTR-PNW-285, pp. 447–462.

Sarmiento-Muñoz, T.I., E. Alanís-Rodríguez, J.M. Mata-Balderas, J. Jiménez-Pérez y E.J. Treviño-Garza. 2015. Caracterización del arbolado de un sistema pastoril-silvícola del matorral submontano, México. Ciencia UANL 72:54-61.

Shapiro, S.S., and M.B. Wilk. 1965. An analysis of variance test for normality (complete samples). Biometrika 52:591–611.

Spies, T.A. 1997. Forest stand structure, composition, and function. Creating a forestry for the 21st century: the science of ecosystem management. Oxford University Press. pp. 11-30

Vanclay, J.K. and N.B. Henry. 1988. Assessing site productivity of indigenous cypress pine forest in Southern Queensland. The Commonwealth. Forestry Review 67(1): 53–64.

Vidal-Zepeda, R. 1990. Temperatura media anual, escala 1:4000000. En: Temperatura media. Tomo II, Sección IV, 4.4. Atlas Nacional de México (1990-1992). Instituto de Geografía, UNAM. México.

CAPÍTULO 3

DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE COMUNIDADES VEGETALES SEMIÁRIDAS CON DIFERENTE HISTORIA DE MANEJO EN NUEVO LEÓN, MÉXICO

Resumen

El conocimiento de los patrones de distribución espacial de las comunidades vegetales puede contribuir al desarrollo de sistemas silvícolas, estrategias de manejo y de restauración. Con el objetivo de caracterizar la estructura espacial de comunidades vegetales semiáridas en el centro de Nuevo León; se estudiaron dos comunidades de matorral espinoso tamaulipeco: una con manejo pastoril-silvícola y otra con 22 años de abandono agrícola. Se establecieron cuatro sitios de muestreo de 2,500 m² (50 m x 50 m) cada uno, y se evaluaron todos los individuos ≥ 7.5 cm de diámetro normal ($d_{1.30}$) empleando la función $K(r)$ de Ripley en su forma normalizada univariada $L(r)$ y la correlación dimensional diamétrica a través de la correlación espacial por atributos. La comunidad manejada mostró tendencia a la distribución aleatoria y heterogeneidad diamétrica, mientras que los sitios regenerados mostraron tendencia a la agregación y presentaron similitud diamétrica a pequeñas escalas.

Palabras clave: correlación dimensional, Ripley, matorral espinoso tamaulipeco

Abstract

Knowledge of the spatial distribution patterns of plant communities can contribute to the development of silvicultural systems and strategies of management and restoration. The aim of study was to characterize the spatial structure of plant communities in the semi-arid central area of Nuevo Leon, two

communities of tamaulipan thornscrub were studied: one with pastoral-silvicultural management and the second one with 22 years of agricultural abandonment. Four sites of 2,500 m² (50 m x 50 m) were sampled where all individuals ≥ 7.5 cm diameter ($d_{1.30}$) were evaluated using the $K(r)$ Ripley role in their univariate standardized form $L(r)$ and the diametric dimensional correlation through spatial correlation attributes. The community with pastoral-silvicultural activities showed tendency to randomization and diametric heterogeneity, while the regenerated sites showed a tendency to be aggregated and presented similarity in stem diameters at small scales.

Key words: dimensional correlation, Ripley, tamaulipan thornscrub

Introducción

La estructura de una masa forestal está directamente relacionada con su estabilidad frente a distintos factores bióticos y abióticos, incluidos los impactos humanos; así como con beneficios directos (productos) e indirectos (fijación de carbono, paisaje, protección del suelo, etc.), por lo tanto, un adecuado conocimiento de las masas forestales y de su dinámica es fundamental para garantizar una gestión sostenible de estos sistemas (Del Río *et al.*, 2003; Pommerening, 2006).

Existe una creciente demanda por la obtención de información respecto a la diversidad alfa, particularmente en la distribución espacial de los árboles y sus atributos (Ferris and Humphrey, 1999; Pommering 2002; Wiegand y Moloney, 2014). Ya que la estructura espacial es uno de los atributos característicos de las comunidades vegetales (Aguirre *et al.*, 2003), representa un excelente indicador de biodiversidad y es fácilmente modificable a través de la silvicultura. Además, brinda información sobre procesos históricos y ambientales, tales como regeneración, clima, mortalidad y competencia, los cuales dan forma a la estructura actual de la masa forestal. Este conocimiento puede ayudar al desarrollo de sistemas silvícolas y estrategias de manejo de

acuerdo a las metas y necesidades actuales (Boyden *et al.*, 2005; Haase, 1995; Pommerening, 2002).

Por lo que la evaluación de dichos atributos puede facilitar la comparación entre ecosistemas manejados y no manejados. Por ejemplo, la perturbación humana en forma de aclareos, plantaciones o eliminación selectiva de árboles tiene un efecto importante en la estructuración (Gadow *et al.*, 2012). De tal manera que la estructura forestal es el resultado de procesos naturales y perturbaciones humanas

La dependencia espacial hacia las características topográficas y el suelo puede crear diferentes estructuras espaciales en una comunidad forestal (Lejeune y Tlidi, 1999). La mayoría de los procesos que afectan a los árboles ocurren a distancias cortas tales como dispersión de semillas, polinización y competencia por luz y nutrientes (Niggemann *et al.*, 2012; Seidler y Plotkin, 2006). Por lo tanto, la heterogeneidad espacial de los nutrientes de los suelos forestales afectará a la estructura espacial de la distribución de diámetro de los árboles a escalas espaciales particulares (Zhang *et al.*, 2013).

La correlación espacial por atributos (MCF por sus siglas en inglés) provee un marco general para el análisis de las características espaciales de las distribuciones diamétricas de los árboles. La evaluación de la proporción de las especies que presentan agregación, regularidad o aleatoriedad de diámetro a diferente escala brinda información importante sobre la estructura espacial de las comunidades vegetales (Zhang *et al.*, 2013).

Las comunidades vegetales de los matorrales del noreste de México han sido evaluadas para determinar su diversidad y composición florística (Alanís *et al.*, 2013; Canizales *et al.*, 2009; Domínguez *et al.*, 2013; Estrada *et al.*, 2012; Foroughbakhch *et al.*, 2013), pero aún existe escaso conocimiento de su estructura espacial. El objetivo de la presente investigación es aportar al entendimiento de los procesos ecosistémicos de los matorrales, mediante la caracterización de la estructura espacial y correlación dimensional diamétrica

de dos comunidades vegetales semiáridas bajo diferentes condiciones de uso en Nuevo León (Noreste de México).

Materiales y Métodos

Área de estudio

La presente investigación evaluó dos áreas ubicadas en distintos municipios del estado de Nuevo León, ambas ubicadas en la provincia biogeográfica Tamaulipeca (Conabio, 1997) y la provincia fitogeográfica de la Planicie Costera del Noreste (Rzedowski y Reyna-Trujillo, 1990). El primer Ejido se denomina “El Guajolote” (Linares, Nuevo León) y el segundo San Felipe de Jiménez (General Terán, Nuevo León). Dichas áreas se seleccionaron debido que brindan dos panoramas distintos del tipo de uso de las regiones semiáridas del noreste de México y evaluarlas aportará al entendimiento de la distribución espacial de áreas con diferente manejo.

El ejido “El Guajolote” se encuentra ubicado en la Carretera Linares - Cd. Victoria km. 132 en el municipio de Linares, Nuevo León (Noreste de México), entre las coordenadas geográficas extremas 24° 40'08.46" N y 99° 31'14.41" W (Figura 1). La comunidad estudiada se encuentra sometida a manejo pastoril-silvícola. Posee suelo de tipo vertisol pélico (INIFAP-CONABIO, 1995), la vegetación original es de tipo matorral espinoso tamaulipeco (CONABIO, 1999), posee un clima tipo (A)C(wo)x', temperatura media anual mayor de 18 °C, lluvias de verano, precipitación del mes más seco menor de 40 mm (García-CONABIO, 1998) y la clasificación de la temperatura media anual es semi-cálida (Vidal-Zepeda, 1990).

En el año 2009 se modificó la comunidad vegetal para el manejo de ganado bovino (*Bos taurus* L.). El manejo consistió en realizar aclareos por lo bajo, talando los individuos de dimensiones menores a 5 cm de diámetro a la altura del pecho. La intención de este tratamiento fue modificar la estructura de

la comunidad vegetal existente, dando lugar a una comunidad vegetal del tipo mezquital, para crear espacios abiertos donde se pudieran establecer pastos nativos y permitiera el desplazamiento del ganado. Los árboles con dimensiones mayores a 5 cm no fueron talados, y los años posteriores el manejo ha sido principalmente la poda sucesiva de los elementos arbóreos; lo anterior con la intención de aprovechar sus ramas (para leña mediante podas de formación), frutos y follaje (para alimento del ganado), y sombra, debido que las copas del arbolado favorecen la creación de un micro-clima para el resguardo del ganado en temporadas de calor (Sarmiento *et al.*, 2015).

La segunda área de estudio se ubicó en el rancho San Felipe de Jiménez, General Terán, Nuevo León, dicha área cuenta con 22 años de abandono agrícola, en las coordenadas geográficas extremas 25° 06'45.92" latitud N y 99° 12'50.88" longitud W. El tipo de vegetación es matorral espinoso tamaulipeco (CONABIO, 1999), con historial de manejo agrícola y pecuario, actualmente la comunidad se encuentra regenerada y conformada casi en su totalidad por mezquitales; el tipo de suelo es tipo rendzina (INIFAP-CONABIO, 1995), temperatura media anual semi-cálida (Vidal-Zepeda, 1990), clima tipo BS1(h')w con una temperatura media anual mayor de 22 °C, lluvias de verano y porcentaje de lluvia invernal del 5% al 10.2% del total anual (García-CONABIO, 1998).

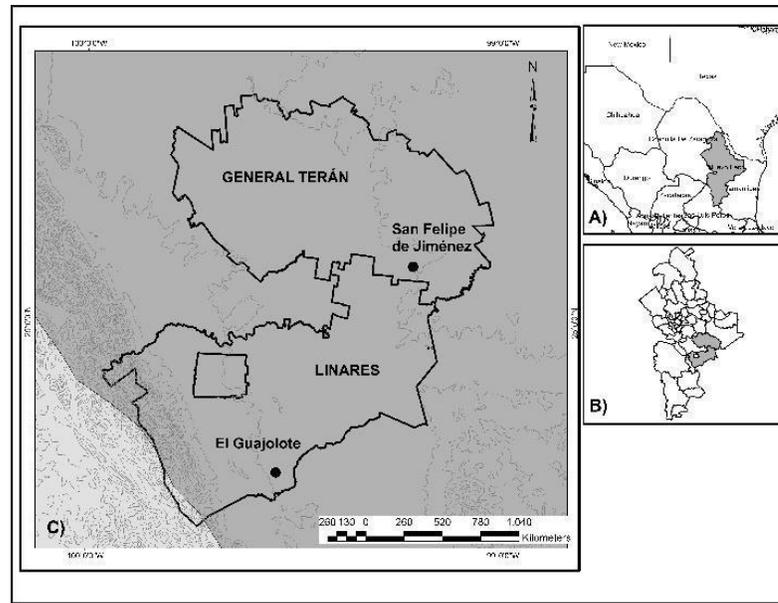


Figura 1. Localización del área de estudio. A) Norte de México y sur de EUA, B) estado de Nuevo León, noreste de México, y C) áreas de estudio, municipios de Linares (“El Guajolote”) y General Terán (San Felipe de Jiménez) dentro de la provincial fitogeográfica de la Planicie Costera del Noreste (color gris).

Método de muestreo

En el año 2014 y 2015 se establecieron aleatoriamente cuatro sitios de muestreo de 2,500 m² (50 m x 50 m) para cada comunidad vegetal (“El Guajolote”, Linares y San Felipe de Jiménez, General Terán); ambas en Nuevo León. La ubicación de los árboles dentro del sitio se realizó a través de la medición de la distancia y el azimut de cada individuo desde el centro del sitio. Se consideraron todos los individuos ≥ 7.5 cm de diámetro normal ($d_{1.30}$), se determinó la especie de cada individuo, el diámetro a la altura de 1.30 m, altura total y diámetro de copa.

Análisis de la información

A partir de la coordenada central de cada sitio se estimaron las coordenadas de cada árbol. Esto se llevó a cabo mediante el programa Rv 2.15, con ayuda de la librerías *geosphere* (Hijmans *et al.*, 2012), *rgdal* (Keitt *et al.*, 2013) y *mapproj* (Bivand, 2013), una vez que se obtuvieron las coordenadas UTM de cada árbol

se reescalaron de 0 a 100, donde cero es el valor mínimo y 100 el valor máximo del sitio en un plano cartesiano ($x_{\min}=0$, $x_{\max}=100$; $y_{\min}=0$, $y_{\max}=100$) en metros. Con esto, se creó una base de datos en la que cada árbol contiene las coordenadas “x” y “y”, clave de especie, diámetro y altura. Mediante la librería *SPATSTAT* (Baddeley y Turner, 2005) se creó un archivo de patrón de puntos con extensión “.ppp” (*planar point pattern*), con los cuales se realizaron los gráficos y se llevaron a cabo los análisis estadísticos que a continuación se describen.

Función $K(r)$ de Ripley:

$$\hat{\lambda} = N/A$$

$$\hat{K}(r) = \frac{1}{\lambda} \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \sum_{j=1}^N I(d_{ij} < r)$$

Para el análisis del patrón espacial del arbolado se utilizó la función $K(r)$ de Ripley, su transformación univariada $L(r)$. La función $K(r)$ de Ripley es un método de segundo orden que se basa en las distancias entre pares de un patrón de puntos y ésta es su principal ventaja en comparación con otros métodos, como los de primer orden, ya que utiliza la información de las distancias entre todos los pares del patrón. Esta función puede ser utilizada para determinar, a que escala, un patrón de puntos tiende a ser regular, agrupado o aleatorio (CSR= Complete Spatial Randomness [Poisson]), además, puede ser útil para describir la relación entre dos o más tipos de puntos contenidos en el patrón de distribución (Illian *et al.*, 2008; Stoyan y Stoyan, 1994). La definición general para la función K de Ripley es la siguiente:

$$K(r) = \lambda^{-1} E[r]$$

Donde $E[r]$, es el número esperado de puntos a una distancia r , dentro de una determinada región y λ es la densidad de puntos dentro de esta área.

$$\lambda = \frac{n}{A}$$

Donde n es el número de punto y A es el área de la región de estudio. Entonces la función $K(r)$ se puede definir como el número esperado de puntos contenidos en una distancia (r) de un punto (árbol) arbitrario del patrón dentro de la región de estudio (Ripley, 1977). La forma univariada de la función $K(r)$ es aquella donde un solo tipo de puntos es considerado y se define de la siguiente manera.

$$K(r) = \frac{A}{n(n-1)} \sum_{i=1}^n \sum_{j \neq i}^n l_{ij}(r) e_{ij}(r)$$

Donde $e_{ij}(r)$ es un factor de corrección del efecto de borde y $l_{ij}(r)$ es una función indicadora que define si un punto p_j se encuentra dentro del radio r del punto p_i de referencia.

$$l_{ij}(r) = \begin{cases} 1, & \text{si } d_{ij} \leq r \\ 0, & \text{en caso contrario} \end{cases}$$

$$d_{ij} = \sqrt{(x_i - x_j)^2 + (y_i - y_j)^2}$$

Siendo la distancia euclidiana entre dos puntos $p_i = (x_i, y_i)$ y $p_j = (x_j, y_j)$ dentro del área de estudio. Debido a su comportamiento hiperbólico la interpretación de la función K de Ripley no es sencilla, por lo que se utiliza una modificación para normalizarla y facilitar su descripción (Besag, 1977). La función normalizada $L(r)$ univariada, se define de la siguiente manera:

$$L(r) = \sqrt{\frac{K(r)}{\pi}} - r$$

El valor esperado para la función $L(r)$ es cero cuando es una distribución CSR, positivo cuando los puntos tienden a la agregación y negativo cuando los patrones de distribución son regulares.

Mediante la librería SPATSTAT se generaron los gráficos para la representación del patrón de puntos en el espacio. Asimismo se generaron histogramas de frecuencia para las variables de diámetro normal, para la representación de la distribución diamétrica en los sitios.

Correlación dimensional

Para determinar el grado de correlación entre diámetros por sitio, se utilizó la función de correlación espacial por atributos (Mark Correlation Function [MCF]). La MCF constituye una medida de dependencia, tomada con base en los atributos o marcas de los puntos analizados en relación a la distancia (r) entre ellos. El valor de similitud o disimilitud se calcula sobre el valor del par de puntos (árboles) analizados de la siguiente manera.

$$f(m_1, m_2) = m_1 \cdot m_2$$

Donde m = diámetro o altura (Mark)

El valor medio de f , $k_f(r)$ es normalizado por la división de la media cuadrada del valor de las marcas, lo cual conduce a la definición de la correlación espacial por atributos ($k_{mm}(r)$). Es importante mencionar que esta no es una correlación en el contexto estadístico usual, ya que toma valores reales positivos, valores iguales a 1 ($k_{mm}[r] = 1$) indican ausencia de correlación, mayores a 1 ($k_{mm}[r] > 1$) indican correlación positiva y menores a 1 ($k_{mm}[r] < 1$) indican una correlación negativa a una distancia (r). La significancia estadística de la función $k_{mm}(r)$ se llevó a cabo mediante simulaciones de Monte Carlo, con un total de 99 simulaciones para determinar los límites inferior y superior de las bandas de significancia estadística (Stoyan y Stoyan, 1994; Walder y Walder 2007; Rubio, 2013,).

Resultados

La figura 2 muestra la distribución del área con manejo pastoril-silvícola, presenta una tendencia a la distribución aleatoria en los sitios GS1, GS2 y GS3; sin embargo, para el caso del sitio GS4 se observa una tendencia al agrupamiento. Asimismo los sitios GS1 y GS3 muestran que existe una dominancia de individuos de diámetros mayores, mientras que en los sitios GS2 y GS4 existe una alta densidad de arbolado de diámetros menores. Por otra parte el área regenerada presenta tendencia al agrupamiento en los cuatro sitios muestreados (TS1, TS2, TS3 y TS4), y los individuos que forman la comunidad presentan diámetros menores ($< 30\text{cm}$).

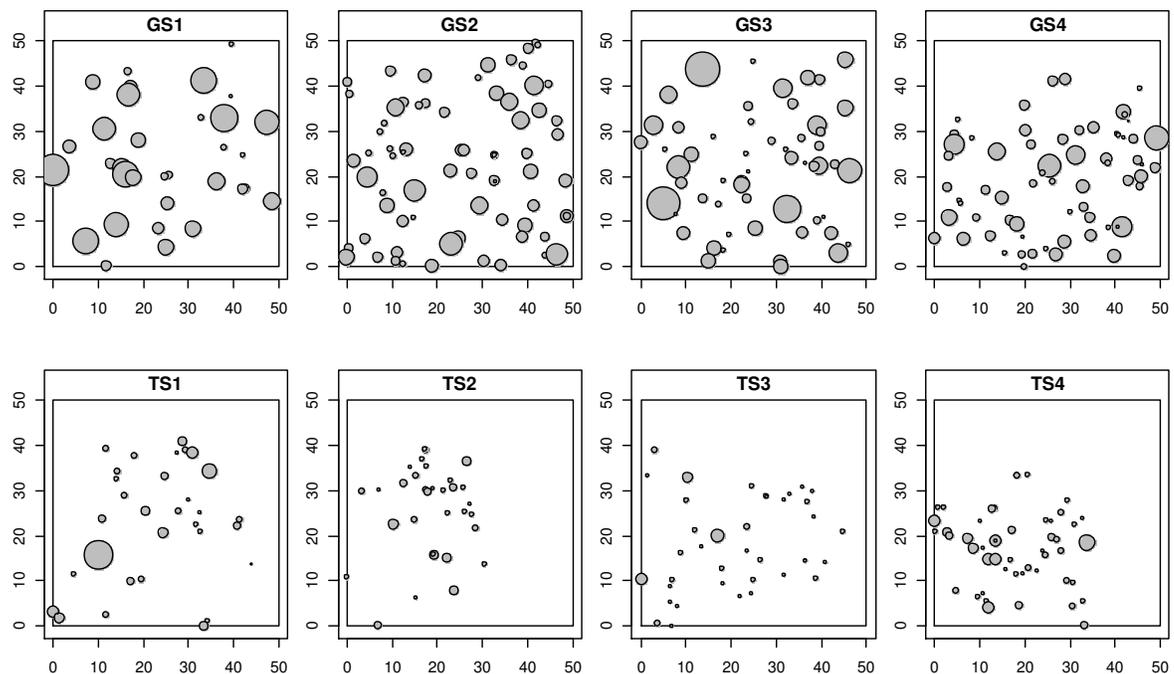


Figura 2. Distribución de las especies para el sitio “El Guajolote” (GS1, GS2, GS3 y GS4) y para el sitio General Terán TS1, TS2, TS3 y TS4); los ejes “x” y “y” indican la distancia en metros. Los puntos están escalados al diámetro.

El análisis de la función $L(r)$ indica que los sitios GS1, GS2 y GS3 presentan agregación a escalas menores de 3 m. Y a distancias de 3 a 8 m los sitios GS1 y GS2 presentaron distribución regular y posteriormente presentaron

distribución aleatoria con tendencia a una distribución completamente al azar. Por su parte el sitio GS3 presenta distribución aleatoria con tendencia al agrupamiento a escalas $< 3\text{m}$. Finalmente el sitio GS4 presenta una formación agrupada en todas las escalas. El análisis muestra que el área regenerada presenta agrupamiento en todas las escalas $\geq 1\text{ m}$ en los cuatro sitios muestreados, mostrando mayor significancia en los sitios TS2 y TS4 (Figura 3).

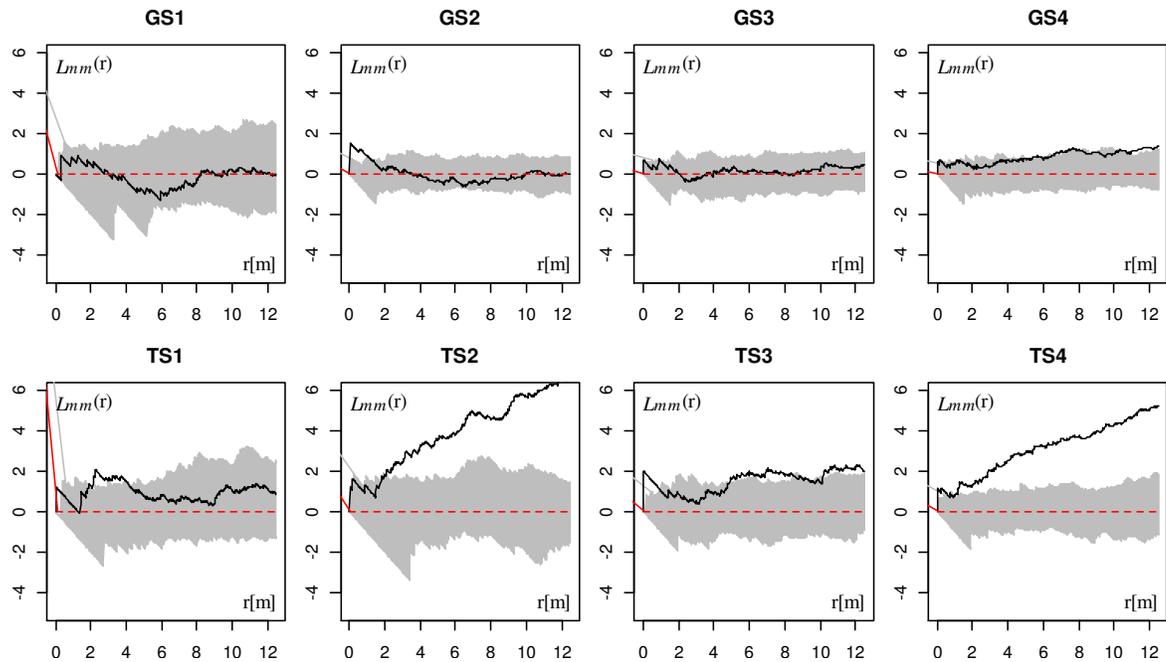


Figura 3. Función $L(r)$ por sitio, la línea continua representa la $L(r)$ observada, la línea punteada representa el valor teórico de la distribución CSR. El área sombreada gris corresponde a las bandas de significancia (envelopes) generadas a partir de 99 simulaciones con el método de Monte Carlo.

Correlación espacial por dimensiones

La figura 4 muestra la función de correlación $k_{mm}(r)$ en los sitios con manejo pastoril-silvícola. La función $k_{mm}(r)$ indicó que el sitio GS1 a distancias menores de 4 m y de 9 a 10 m, los individuos suelen distribirse por similitud dimensional (correlación positiva $k_{mm}[r] > 1$); es decir que los individuos suelen tener vecinos de dimensiones diamétricas similares como vecinos inmediatos. Sin embargo, en un rango de distancias de 4 a 8 m, los individuos presentan correlación

negativa ($k_{mm}[r] < 1$) lo cual indica que las dimensiones de los vecinos inmediatos son distintas. El sitio GS2 presentó correlación positiva en rangos de distancias de 3 a 4 m y de 7 a 9 m; mostrando correlación negativa en rangos de 0 a 3 m de distancia y de 5 a 7 m. Por otra parte, el sitio GS3 la tendencia de distribución espacial presentó una correlación negativa, lo que indica que los individuos se distribuyen de manera irregular de acuerdo a sus dimensiones diamétricas. Por último, el sitio GS4 de igual manera presentó tendencia hacia la correlación negativa en rangos de distancias de 0 a 6 m y de 9 a 11 m. En cuanto a la comunidad regenerada, el sitio TS1 presentó correlación positiva de 6 a 8 m y una correlación negativa de 0 a 6 m y de 8 a 12 m. Mientras que el sitio TS2 presentó correlación positiva de 9 a 12 m y correlación negativa de 1 a 9 m; los sitios TS3 presentaron una correlación negativa similar (0 a 5 m) y una correlación positiva de 5 a 11 m; sin embargo el sitio TS4 presentó correlación negativa nuevamente de 0 a 3 m y 6 a 8 m. en cuanto a su correlación positiva presentó de 3 a 6 m y de 8 a 12 m.

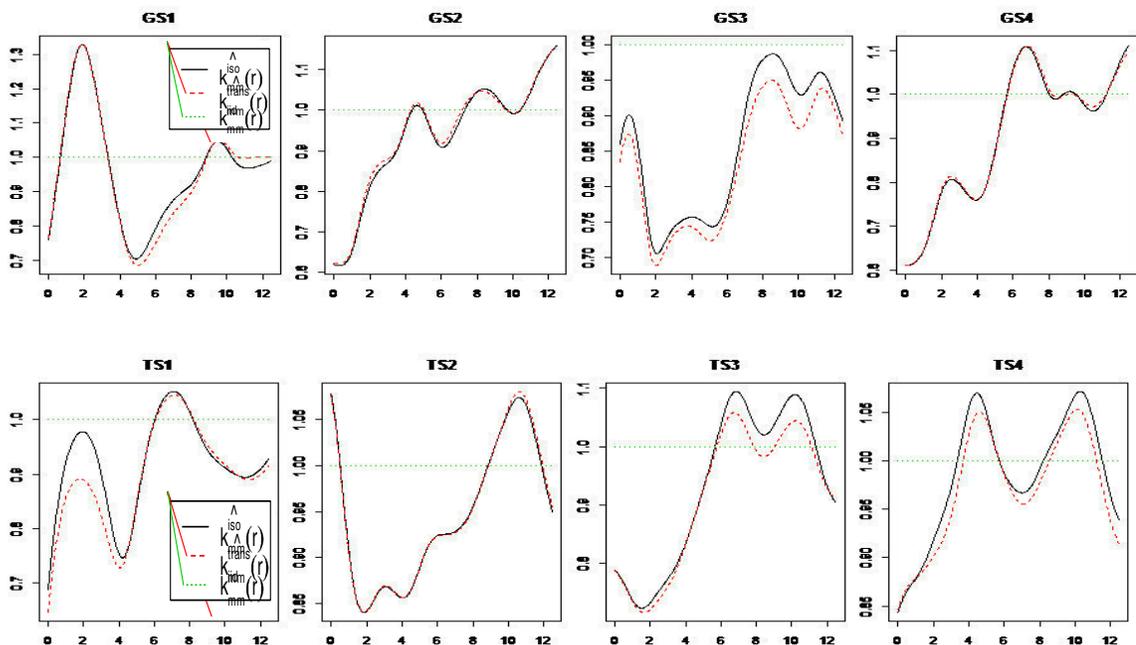


Figura 4. Función de correlación por atributos MCF para diámetro, por sitio, la línea continua representa los valores observados; la línea punteada verde indica la independencia entre las marcas ($k_{mm}[r] = 1$); la línea punteada roja representa los valores teóricos esperados.

Discusión

La presencia de estructuras aleatorias en los sitios con manejo pastoril-silvícola GS1, GS2 y GS3, conformados por árboles con diámetros mayores, muestra el resultado de manejo administrado, lo que ha otorgado una estructura aleatoria con presencia de árboles en todas las categorías diamétricas y pocos individuos en las categorías diamétricas mayores debido a la tendencia de los árboles viejos a desaparecer de manera natural (Roibu y Popa, 2007), lo que permite que estos individuos sean aprovechados para uso antrópico. Asimismo se muestra a través de la función que se ha reducido fuertemente la competencia entre los árboles logrando con esto el desarrollo de los individuos, resultado del manejo forestal, lo que explica la estructura regular a cortas distancias (Comas *et al.*, 2007). Por su parte GS4 fue el único sitio que presentó agregación en todas las escalas. Es interesante la distribución con agrupamiento de este sitio en el cual la densidad fue mayor de los individuos de diámetros menores. Un supuesto de la ecología forestal es que los árboles de tamaño pequeño presentan un patrón de distribución espacial agrupado, y los árboles de gran tamaño se distribuyen de manera aleatoria (Rozas y Camarero, 2005; Soto *et al.*, 2010), es decir que existe un cambio de un patrón agrupado (bosque joven) hacia un aleatorio (bosque maduro y/o adulto), proceso provocado por la mortalidad asociada a la competencia por recursos (Szwagrzy y Czerwczak, 1993).

Cabe recalcar que tres de los sitios presentaron agrupamiento a escalas pequeñas y posteriormente presentaron distribución aleatoria conforme las distancias se incrementan, salvo el sitio GS4, esto indica probablemente que este sitio no presentaba las mismas condiciones de los demás al momento de iniciar el manejo o bien que el manejo no ha sido el mismo que en los otros tres sitios. La característica de aleatoriedad presente en los sitios y en aquellos que se acerca a la distribución aleatoria completamente al azar ([CSR] complete spatial randomness) como los sitios GS2 y GS3 indican que mientras más se acercan a este tipo de distribución, los árboles se comportan de manera

independiente entre sí (es decir, que los árboles no interactúan entre sí) y tienen la misma probabilidad de ser localizados en la comunidad (Wiegand y Moloney, 2004). Estudios indican que los bosques maduros a escalas pequeñas (< 15 m) presentan un patrón de distribución espacial aleatorio con tendencia al CSR (Szwagrzy y Czerwczak, 1993), tal como se presentó en este estudio. Estudios en ecosistemas forestales tropicales y sub-tropicales muestran que la mayoría de las especies se distribuyen de manera agregada (Gou *et al.*, 2013). Algunos estudios en bosques templados, boreales y sub-boreales presentan distribución espacial en la mayoría de los casos de tipo agrupada y/o al azar, pero raramente regular (Szwagrzy y Czerwczak, 1993).

La correlación espacial por dimensiones mostró alta variación en los sitios, ya que no se observó una tendencia hacia una distribución homogénea de acuerdo al diámetro. Los sitios que se mostraron similares en cuanto a la distribución diamétrica fueron GS2 y GS4 los cuales a distancias cortas presentaron variación diamétrica entre los árboles vecinos, mientras que a mayor distancia (7-9 m y 9 -11 m respectivamente) presentaron vecinos de diámetros similares. Por su parte el sitio GS3 presentó la mayor variación diamétrica ya que en todas sus escalas la distribución fue negativa es decir que a todas las distancias (0-12 m) los individuos se encuentran rodeados por otros de diferente diámetro.

El sitio GS1 presentó a escalas cortas y largas de distancia (1-4 m y 8-10 m) distribución positiva es decir que los individuos vecinos presentan similaridad diamétrica, mientras que de 4 a 8 m de distancia hay variación en los diámetros de los árboles vecinos. Estudios demuestran que algunas especies presentan atracción a cortas distancias formando cohortes agrupados de tallos de tamaño similar (Zhang *et al.*, 2013), en este estudio este caso sólo se presentó en el sitio GS1. Ya que los sitios GS2 y GS4 mostraron correlaciones negativas a pequeñas escalas y posteriormente correlaciones positivas a escalas de hasta 10 m. No existe una tendencia en los sitios manejados de acuerdo a la variación diamétrica por distancia; sin embargo, la heterogeneidad diamétrica de los

árboles puede ser debida al manejo del sitio, ya que al realizar extracciones y podas de ciertos individuos se ha disminuido la competencia y esto ha aportado características de aleatoriedad a la comunidad dando independencia a los árboles (Getzin *et al.*, 2008).

Para los sitios regenerados (TS) se observa un agrupamiento en todos los sitios con presencia de individuos de categorías diamétricas menores (7.5 – 12.5 cm) principalmente. Numerosos estudios han mostrado que la mayoría de las especies arbóreas en bosques naturales presentan distribución agregada (Gou *et al.*; 2013; Li *et al.*, 2009; Wang *et al.*, 2010), por ejemplo, en ecosistemas tropicales se ha encontrado que los árboles presentan una agregación a escalas de 0-10 m (Condit *et al.*, 2000), en algunos estudios también se ha encontrado evidencia de distribuciones espaciales agregadas y agrupaciones de árboles relacionado con perturbaciones, como en el caso de incendios (Ávila-Flores *et al.*, 2014; Larson y Churchill, 2012). De la misma manera como se mencionó anteriormente los árboles de tamaño pequeño suelen presentar un patrón de distribución espacial agrupado (Rozas, 2006; Soto *et al.*, 2010), lo cual se respalda con los resultados de este estudio, al presentar el área regenerada una distribución espacial similar a sitios que han presentado perturbaciones.

En cuanto a la correlación espacial, los mezquites presentaron correlaciones negativas, es decir, que se distribuyen de manera que los individuos tienen como vecinos a árboles de diámetros diferentes a distancias de 0 hasta 6 m principalmente, es decir a escalas cortas de distancias los árboles se encuentran rodeados por otros de diámetros diferentes; sin embargo a escalas mayores de distancia (6 a 12 m) en la mayoría de los sitios los árboles se encuentran rodeados por otros de dimensiones diamétricas similares. En bosques templados primarios se han encontrado correlaciones negativas significativas a cortas distancias tal como los resultados del presente estudio, lo anterior puede deberse a la heterogeneidad del hábitat que puede ser causante de la agregación (Réjou-Méchain *et al.*, 2011; Zhang *et al.*, 2013)

o bien causado por la limitación de la dispersión de semillas (Seidler y Plotkin, 2006), aunque en este caso la distribución espacial correlacionada con el diámetro puede estar directamente relacionada con el disturbio parcial del área hace varios años y que la estructura compleja de estos sitios se deba a la sucesión forestal (Soto *et al.*, 2010).

Por lo que probablemente los individuos de diámetros mayores hayan sido los aportadores de las semillas para el establecimiento de los individuos más pequeños. Por lo que se trataría de una agregación de segundo orden mostrando una interacción biótica entre los tallos; a través de dispersión de semillas o bien por competencia local; aunque bien los autores mencionan que los efectos de la agregación de primer orden (interacciones abióticas como fluctuaciones del medio ambiente y no implica interacciones entre tallos) y la de segundo orden pueden ser responsables de los patrones espaciales de las comunidades forestales (Diggle, 2003; Gou *et al.*, 2013). Por lo tanto la comunidad presenta una distribución heterogénea en diámetro en escalas pequeñas de distancia y conforme la distancia aumenta la condición diamétrica de los individuos se vuelve más homogénea.

De acuerdo al estudio realizado las comunidades vegetales analizadas mostraron que mientras mayor es la perturbación, tal como el caso de los sitios regenerados, la distribución espacial que se genera es de agrupamiento, mientras que los sitios manejados que presentaron un disturbio menor, presentan distribución agrupada y aleatoria, características similares a comunidades forestales maduras. Lo anterior brinda un panorama más amplio sobre el crecimiento y distribución espacial de las comunidades semiáridas en el noreste de México en diferentes condiciones de uso, lo cual es de vital importancia para el manejo de las comunidades vegetales.

Literatura citada

Ajbilou, R., T. Marañon y J. Arroyo. 2003. Distribución de clases diamétricas y conservación de bosques en el norte de Marruecos. *Invest. Agrar.: Sist. Recur. For.* 12(2): 111-123.

Alanís, E., J. Jiménez, M.A. González, J.I. Yerena, G. Cuéllar, A. Mora. 2013. Análisis de la vegetación secundaria del matorral espinoso tamaulipeco, México. *Phyton International Journal of Experimental Botany* 82: 185-191.

Aguirre, O., G.Y. Hui, K.V. Gadow and J. Jiménez. 2003. An analysis of spatial forest structure using neighbourhood-based variables. *For. Ecol. Manag.* 183: 137-145.

Ávila, D.Y., M.A. González, J. Jiménez, O. Aguirre, E. Treviño, B. Vargas, E. Alanís. 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), 34-45.

Besag, J. 1977. Contribution to the discussion of Dr Ripley's paper. *J. Roy. Statist. Soc. (Ser. B)*, 39, 193-195.

Bivand, R. 2013. maptools: Tools for reading and handling spatial objects. Versión 0.8-27. [En línea]: <http://cran.r-project.org/web/packages/maptools/maptools.pdf>

Boyden, S., D. Binkley, W. Shepperd. 2005. Spatial and temporal patterns in structure, regeneration, and mortality of an old-growth ponderosa pine forest in the Colorado Front Range. *For. Ecol. Manag.* 219: 43-55.

Comas, C., J. Mateu, M. Palahí y T. Pukkala. 2007. Modelización forestal a través del desarrollo de procesos puntuales. *Cuad. Soc. Esp. Cienc. For.* 23: 75-80.

Canizales P A, E Alanís, R Aranda, J M Mata, J Jiménez y G Alanís. 2009. Caracterización estructural del matorral submontano de la Sierra Madre

Oriental, Nuevo León, México. Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente 15:115-120.

CONABIO. 1997. Provincias biogeográficas de México, escala 1:4000000. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México.

CONABIO. 1999. Uso de suelo y vegetación modificado por CONABIO, escala 1:1 000 000. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México.

Condit, R., Ashton, P.S., Baker, P., Bunyavejchewin, S., Gunatilleke, S., Gunatilleke, N., Stephen, P., Hubbell, S.P., Foster, R.B., Itoh, A., LaFrankie, J.V., Lee, H.S., Losos, E., Manokaran, N., Sukumar, R., and Yamakura, T. 2000. Spatial patterns in the distribution of tropical tree species. *Science*, 288(5470): 1414–1418. doi:10.1126/science.288.5470.1414.

Del Río, M., F. Montes, I. Cañellas y G. Montero. 2003. Revisión: índices de diversidad estructural en masas forestales. *Invest. Agrar.: Sist. Recur. For.* 12: 159-176.

Diggle, P.J. 2003. *Statistical analysis of spatial point patterns*. 2nd ed. Edward Arnold, London.

Domínguez T G, H González, R G Ramírez, A E Estrada, I Cantú, M V Gómez, J A Villarreal, M S Alvarado y G Alanís. 2013. Diversidad estructural del matorral espinoso tamaulipeco durante las épocas seca y húmeda. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 4:106-110.

Ferris, R. and Humphrey, J.W. 1999. A review of potential biodiversity indicators for application in British forests. *Forestry* 72: 313-328.

Foroughbakhch R, M A Alvarado, A Carrillo, J L Hernández y M A Guzmán. 2013. Diversidad florística de un área dominada por arbustos en el Noreste de México. *Phyton International Journal of Experimental Botany* 82:175-184.

García, E.-CONABIO 1998. Climas, escala 1:1000000. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). México.

INIFAP-CONABIO. 1995. Edafología, escalas 1:25000-1:1000000. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales y Agropecuarias y la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México.

Haase, P. 1995. Spatial pattern analysis in ecology based on Ripley's K-function: Introduction and methods of edge correction. *Journal of Vegetation Science* 6: 575-582.

Hijmans, R.J. 2012. Geosphere: Spherical Trigonometry. Versión 1.2-28. [En línea]: <http://cran.rproject.org/web/packages/geosphere/geosphere.pdf>

Illian, J., Penttinen A., Stoyan H., y Stoyan D. 2008. *Statistical Analysis and Modelling of Spatial Point Patterns*. John Wiley y Sons Ltd. 534 pp.

Keitt, T., Rowlingson B., y Bivand R. 2013. rgdal: Bindings for the Geospatial Data Abstraction Library. Versión 0.8-11. [En línea]: <http://cran.r-project.org/web/packages/rgdal/rgdal.pdf>

Gadow, K., C.Y. Zhang, C. Wehenkel, A. Pommerening, J. Corral-Rivas, M. Korol, S. Myklush, G.Y. Hui, A. Kiviste, and X.H. Zhao. 2012. Forest structure and diversity. In Pukkala, T. and Gadow, K. (eds.) *Continuous Cover Forestry, Managing Forest Ecosystems*. Springer Netherlands. Pp. 29-83.

Getzin, S., K. Wiegand, J. Schumacher, F. A. Gougeon. 2008. Scale-dependent competition at the stand level assessed from Crown areas. *Forest Ecology and Management* 255: 2478-2485.

Guo, Y., J. Lu., S.B., Franklin, Q., Wang, Y., Xu., K., Zhang, D., Bao, X., Qiao, H., Huang, Z., Lu, and M., Jiang. 2013. Spatial distribution of tree species in a species-rich subtropical mountain forest in central China. *Can. J. For. Res.* 43: 826-835. doi: dx.doi.org/10.1139/cjfr-2013-0084.

Larson, A.J., D. Churchill. 2012. Tree spatial patterns in fire-frequent forests of western North America, including mechanisms of pattern formation and implications for designing fuel reduction and restoration treatments. *Forest Ecology and Management* 267: 74-92.

Lejeune, O., Tlidi, M. 1999. A model for the explanation of tiger bush vegetation stripes. *J Veg Sci* 10: 201–208.

Li, L., Huang, Z.L., Ye, W.H., Cao, H.L., Wei, S.G., Wang, Z.G., Lian, J.Y., Sun, Y.F., Ma, K.P., and He, F.L. 2009. Spatial distributions of tree species in a subtropical forest of China. *Oikos*, 118(4): 495–502. doi:10.1111/j.1600-0706.2009.16753.x.

Moreno A, A Casas, J Blancas, I Torres, O Masera, J Caballero, L García, E Pérez and S Rangel. 2010. Agroforestry systems and biodiversity conservation in arid zones: the case of the Tehuacán Valley, Central México. *Agroforestry Systems* 80:315-331.

Niggemann, M., Wiegand. T., Robledo-Arnuncio, J.J., and Bialozyt, R. 2012. Marked point pattern analysis on genetic paternity data for uncertainty assessment of pollen dispersal kernels. *J Ecol* 100: 264–276.

Pezo, D. y M Ibrahim. 1998. *Sistemas silvopastoriles*. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza CATIE. Turrialba, Costa Rica. 258 p.

Pommerening, A. 2002. Approache to quantifying forestl structures. *Forestry* 75:305-324.

Pommerening, A. 2006. Evaluating structural by reversing structural analysis. *Forest Ecology and Management*. 224: 266-277.

Pommerening, A., and D. Stoyan. 2008. Reconstructing spatial tree point patterns from nearest neighbour summary statistics measured in small subwindows. *Can. J. For. Res.* 38: 1110-1122.

Ripley, B.D. 1977. Modelling spatial patterns: with discussion. *J. Roy. Statist. Soc. (Ser. B 39)* 172-212.

Réjou-Méchain M., O. Flores, N. Bourland, J.L. Doucet, R.F. Feteke, *et al.* 2011. Spatial aggregation of tropical trees at multiple spatial scales. *J Ecol* 99: 1373–1381.

Roibu, C.C., and I. Popa. 2007. The use of Ripley function for spatial structure study of natural forest “Humosu old growth beech forest”. *Proc. Rom. Acad., Series B*, 2: 171-179.

Rozas, V. y J.J. Camarero. 2005. Técnicas de análisis espacial de patrones de puntos aplicadas en ecología forestal. *Invest Agrar: Sist Recur For* 14(1): 79-97.

Rozas, V. 2006. Structural heterogeneity and tree spatial patterns in an old-growth deciduous lowland forests in Cantabria, northern Spain. *Plant Ecology* 185: 57-72.

Rzedowski, J., T. Reyna-Trujillo. 1990. Divisiones florísticas, escala 1:8000000. En *tropicos fitogeográficos (provincias, matorral xerófilo y cactáceas)*. Tomo II. Sección IV, 8.3. *Atlas Nacional de México (1990-1992)*. Instituto de Geografía, UNAM, México.

Sarmiento, T I, E Alanís, J M Mata, J Jiménez y E J Treviño. 2015. Caracterización del arbolado de un sistema pastoril-silvícola del matorral submontano, México. *Ciencia UANL* 72: 54-61.

Seidler, T.G., and J.B. Plotkin. 2006. Seed dispersal and spatial pattern in tropical trees. *PLoS Biol* 4(11): e344. doi:10.1371/journal.pbio.0040344.

Sotelo, H. 2002. Comparación de la densidad aparente y materia orgánica del suelo entre un sistema agroforestal pastorilsilvícola y uno convencional en el noreste de México. Tesis profesional. Facultad de Ciencias Forestales, U.A.N.L. Linares, Nuevo León. 43 p.

Soto, D.P., C. Salas, P.J. Donoso y D. Uteau. 2010. Heterogeneidad y espacial de un bosque mixto dominado por *Nothofagus dombedy* después de un disturbio parcial. *Revista Chilena de Historia Natural* 83: 335-347.

Stoyan, D. and H. Stoyan. 1994. *Fractals, Random Shapes and Point Fields: Methods of Geometrical Statistics*, Wiley, Chichester.

Szwagrzyk, J. and M. Czerwczak. 1993. Spatial patterns of trees in natural forests of East-Central Europe. *Journal of Vegetation Science* 4: 469-476.

Vidal-Zepeda, R. 1990. Temperatura media anual, escala 1:4000000. En: *Temperatura media. Tomo II, Sección IV, 4.4. Atlas Nacional de México (1990-1992)*. Instituto de Geografía, UNAM. México.

Wang, X.G., Ye, J., Li, B.H., Zhang, J., Lin, F., and Hao, Z.Q. 2010. Spatial distributions of species in an old-growth temperate forest, northeastern China. *Can. J. For. Res.* 40(6): 1011–1019. doi:10.1139/X10-056.

Wiegand, T., and Moloney, K.A. 2004. Rings, circles and null-models for point pattern analysis in ecology. *Oikos*, 104(2):209–229. doi:10.1111/j.0030-1299.2004.12497.x.

Zhang, C., Y. Wei, X. Zhao, and K.V. Gadov. 2013. Spatial characteristics of tree diameter distributions in a temperate old-growth forest. *Plos ONE* 8(3): e58983. doi:10.1371/journal.pone.0058983

CAPÍTULO 4

CRECIMIENTO LEÑOSO DE *Prosopis* spp. EN DOS COMUNIDADES CON DIFERENTE USO ANTROPOGÉNICO DEL NORESTE DE MÉXICO

Resumen

La medición del crecimiento y estimación de biomasa de los árboles es de vital importancia para el manejo de los recursos forestales. El objetivo del presente estudio fue estimar el crecimiento *Prosopis laevigata* y *P. glandulosa* en dos comunidades con diferente uso antropogénico en el noreste de México. Se analizaron 17 y 18 árboles respectivamente, mediante el análisis de los anillos de crecimiento se evaluó el crecimiento y se estimó la biomasa a partir de ecuaciones alométricas. Los resultados demostraron que las especies poseen un crecimiento de lento a intermedio. Presentando un incremento diamétrico anual promedio de 3.4 mm para *P. glandulosa* y de 4.2 mm para *P. laevigata* y un espesor de anillos de crecimiento promedio de 2.07 mm para *P. laevigata* y 1.7 mm para *P. glandulosa*. En relación a la biomasa total se estimó 1.19 kg/año para *P. glandulosa* y 0.9565 kg/año para *P. laevigata*.

Palabras clave: anillos de crecimiento, biomasa, incremento diamétrico anual

Abstract

The measurement of growth and assessment of tree biomass plays a key role in the management of forest resources. The aim of this study was to estimate the growth of *Prosopis laevigata* and *P. glandulosa* in two communities with different anthropological use in northeast of Mexico. Respectively 17 and 18 trees were analyzed by analysis of tree rings was evaluated tree growth, and biomass was

estimated from allometric equations. The results showed that species have slow-medium growth. *Prosopis glandulosa* presented an annual diametric increment of 3.4mm and *P. laevigata* of 4.2 mm. Tree ring widths are 2.07 mm for *P. laevigata* and 1.7 mm for *P. glandulosa*. Total biomass are 1.19 kg/year for *P. glandulosa* and 0.9565 kg/year for *P. laevigata*.

Key words: tree rings, biomass, anual diametric increment

Introducción

El mezquite es un recurso importante para los habitantes del medio rural, pues el leño de troncos y ramas representan una fuente de energía calorífica de primera calidad, así como alimento, y material de construcción y para fabricación de muebles y objetos decorativos. Un uso agregado es la elaboración de carbón, que puede ser una actividad que se puede realizar de manera sustentable (Guzmán-Lucio, 2009; León *et al.*, 2005). De la misma manera, la especie bajo ciertas condiciones de manejo constituye una fuente de forraje para ganado doméstico y para la fauna silvestre, además de la producción de miel y cera en explotaciones apícolas (Meza-Sánchez, 2002). Los mezquiales desde el punto de vista ecológico son importantes en la estructura y funcionamiento de los ecosistemas áridos y semiáridos, ya que son controladores de la erosión, fijan nitrógeno de la atmósfera al suelo, mejorando su fertilidad y son hábitat para gran cantidad de fauna silvestre y mejora la estética del paisaje (Carrillo-Flores *et al.*, 2007; Meza-Sánchez, 2002; Valenzuela-Núñez *et al.*, 2013).

En casi todas las zonas áridas y semiáridas de México una especie vegetal característica es el mezquite (*Prosopis* spp.), a nivel mundial cuenta con 45 especies, de las cuales 43 se encuentran en el continente americano y en México está representado por 11 especies (Palacios, 2006). La especie *P. laevigata* (Humb. y Bonpl. ex Willd.) M.C. Johnst. Se distribuye principalmente

en los estados de Nuevo León, San Luis Potosí, Durango, Zacatecas Jalisco, Querétaro, entre otros. Por su parte la especie *P. glandulosa* Torr. En los estados de Coahuila, Durango, Chihuahua, Nuevo León, Sonora y norte de Tamaulipas (Carrillo-Flores *et al.*, 2007).

La pérdida de mezquiales es lógica debido al aprovechamiento de estos y a los cambios de uso de suelo, principalmente para incorporar áreas agropecuarias, y en menor grado la disminución de áreas de mezquital debido a efectos de erosión del suelo (Guzmán-Lucio, 2009). Datos estadísticos indican que en un periodo de 10 años, el norte-centro de México perdió 5 mil 926 ha con mezquite, las cuales en su mayoría fueron transformadas en áreas urbanas y para actividades como agricultura, ganadería y pastizales; incluso el aprovechamiento inadecuado del recurso originó pérdidas en el área ocupada por mosquiteras, dejando incluso áreas sin vegetación y representando una amenaza a las especies que conforman este ecosistema (Vallejo-Valadez *et al.*, 2012).

El mezquite es una planta regional que se encuentra bajo una fuerte presión, tan solo para el Área Metropolitana de Monterrey, Nuevo León, se estima que el uso de carbón vegetal con fines recreativos tiene una demanda de 5,500 t mes⁻¹ (Carrillo-Parra *et al.*, 2013). Su aprovechamiento ha sido principalmente de forma intensiva y en la mayoría de los casos, sin ningún programa de manejo forestal autorizado por la SEMARNAT, como lo señala la Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable, en donde se deben aplicar técnicas de manejo acordes a las condiciones de la región. (Carrillo-Flores *et al.*, 2007).

La medición y evaluación de la biomasa aérea de árboles, juega un papel importante en el manejo de los recursos forestales, la conservación o la restauración de los ecosistemas de bosque. (Iglesias y Baruch, 2010; Méndez-González *et al.*, 2012). La estimación de biomasa a partir de ecuaciones alométricas es una técnica sencilla y no destructiva que ha predicho la biomasa de manera aceptable (Iglesias y Baruch, 2010). En las zonas rurales de México

es importante un aprovechamiento racional de los recursos, sobre todo de la vegetación nativa; ya que el manejo integral de estos recursos representa alternativas viables para lograr el desarrollo de las zonas áridas y semiáridas. El objetivo del presente estudio fue estimar el crecimiento de dos especies de *Prosopis* en diferentes ambientes con diferente uso antropogénico en el noreste de México.

Materiales y Métodos

Se analizaron 17 individuos de *Prosopis laevigata*, el primer sitio de estudio se ubicó en el rancho San Felipe de Jiménez, General Terán, Nuevo León, región Tamaulipeca; dicha área cuenta con 22 años de abandono agrícola, y se ubica en las coordenadas geográficas extremas 25° 06' 45.92" latitud N y 99° 12' 50.88" longitud W. El tipo de vegetación es matorral espinoso tamaulipeco (CONABIO, 1999), con historial de manejo agrícola y pecuario, actualmente la comunidad se encuentra regenerada y conformada casi en su totalidad por mezquitales; el tipo de suelo es rendzina (INIFAP-CONABIO, 1995), temperatura media anual semi-cálida, con una precipitación media anual de 400-600 mm (Vidal-Zepeda, 1990), clima tipo BS1(h')w con una temperatura media anual mayor de 22 °C, lluvias de verano y porcentaje de lluvia invernal del 5% al 10.2% del total anual (García-CONABIO, 1998; Figura 1a).

Para el segundo sitio de estudio, se analizaron 18 individuos de *Prosopis glandulosa* extraídos durante un aprovechamiento extensivo en "El Jazminal", Saltillo, Coahuila, región Altiplano Norte, ubicado en las coordenadas extremas 24° 54' 40" latitud N y 101° 25' 28.24" longitud W. El tipo de vegetación es matorral con pastizal natural (CONABIO, 1999), el tipo de suelo es solonchak (INIFAP-CONABIO, 1995), temperatura media anual semi-cálida, con una precipitación media anual de 125-400 mm (Vidal-Zepeda, 1990; Figura 1b), clima tipo BS (García-CONABIO, 1998).

Para ambos sitios, se registró el diámetro basal con cinta diamétrica, la altura total del árbol con un hipsómetro Verte Hago IV y las dimensiones de la copa (diámetro mayor y menor).

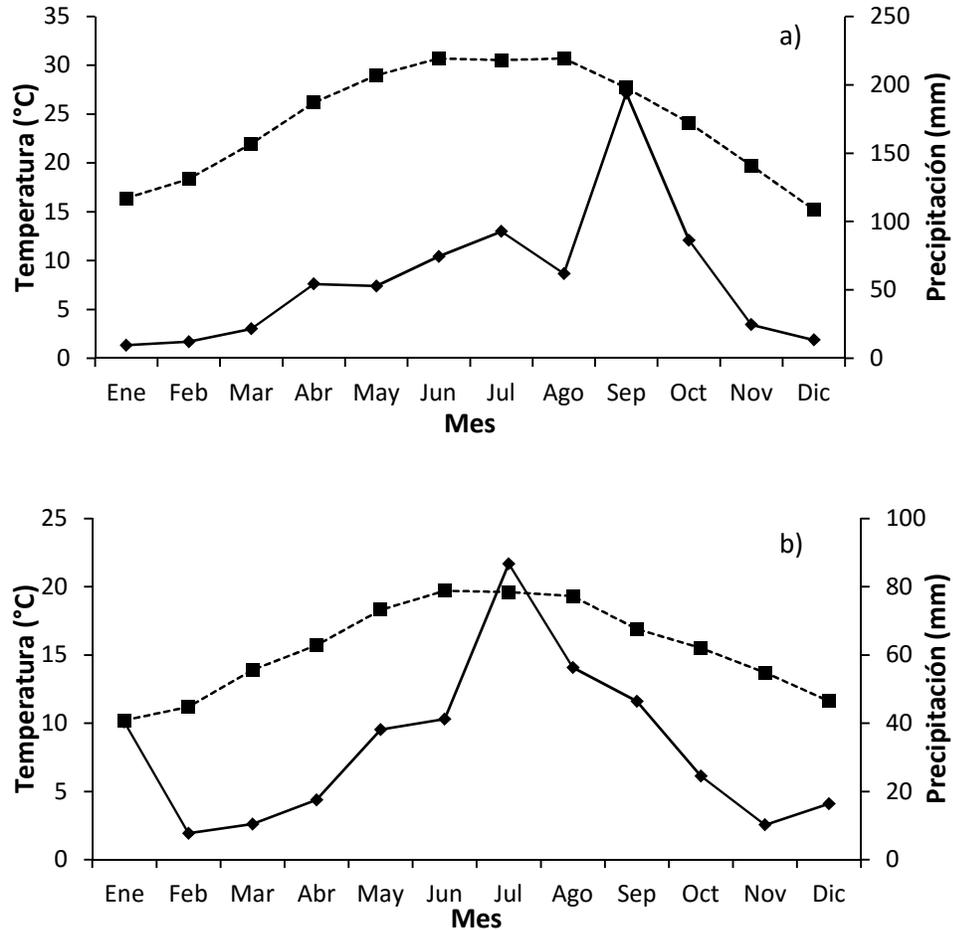


Figura 1. Cronogramas de estaciones climatológicas cercanas a los sitios de estudio, a) “San Felipe de Jiménez”, General Terán y b) “El Jazminal”, Saltillo.

Debido la presencia de anillos de crecimiento anual de las especies, se utilizó un enfoque dendroecológico para determinar las tasas de crecimiento. Usando el método basado en la edad biológica de los árboles (Giménez *et al.*, 1998), trabajando con individuos de edades diferentes. El crecimiento (incremento gradual de un organismo en un periodo de tiempo) depende del parámetro y del periodo considerado (Giménez *et al.*, 2009). La medición de los

anillos de crecimiento, se efectuó a través de imágenes digitales mediante el programa IPWIN32 ver. 4.5. Partiendo de los espesores en relación a la edad determinada según el marcado y conteo de anillos. Se calculó el incremento diamétrico anual (IDA) y el diámetro anual acumulado (DAA) con base a los 17 árboles muestreados para el sitio “San Felipe de Jiménez” (regenerado) y los 18 árboles para el sitio “El Jazminal” (aprovechamiento).

La obtención de las muestras se llevó a cabo mediante motosierra, se tomaron muestras (secciones transversales) de árboles vivos (cortados a la altura de la base), además se tomaron datos como diámetro basal, altura y diámetro de copa (N-S y E-O). Las muestras se prepararon puliendo y fechando de acuerdo a los métodos dendrocronológicos tradicionales (Stokes y Smiley, 1996).

Se emplearon las ecuaciones alométricas locales tomadas de Návar *et al.* (2004) desarrolladas para especies de matorral espinoso tamaulipeco en los estados de Coahuila, Tamaulipas y Nuevo León, la zona de estudio corresponde a la misma área geográfica del presente trabajo. Con el objetivo de determinar el crecimiento leñoso de las especies de *Prosopis laevigata* y *Prosopis glandulosa* se estimó la biomasa aérea de las especies mediante las siguientes ecuaciones.

$$P. glandulosa \text{ BT} = [-0.15545 + 0.110531D + 0.000797D^2H] + [4.2362 + 3.2482D - 11.6949 \ln D] + [-2.04254 + 0.387649D + 0.5166H]$$

$$P. laevigata \text{ BT} = [-0.14775 + 0.000659D^2H + 0.118172D] + [-2.981 + 0.006699D^2H + 1.221108D] + [0.62634 + 0.001711D^2H + 0.313902D]$$

donde BT: biomasa total aérea (kg), D: diámetro basal (cm) y H: altura total (m).

Resultados

Se registró una edad máxima de 47 años para *P. glandulosa* y de 28 años para *P. laevigata*. El diámetro a la base de los árboles osciló entre 7.5 a 16.5 cm para *P. laevigata* y 5 a 24.4 cm para *P. glandulosa*.

El espesor de los anillos de crecimiento para *P. laevigata* presentó un máximo entre los 5 y los 12 años de edad, con un espesor promedio de los anillos de crecimiento de 2.07 mm. Por su parte los individuos de *P. glandulosa* presentaron un máximo entre los 3 y los 9 años de edad, presentando un espesor promedio de los anillos de crecimiento de 1.70 mm (Figura 2). Se observa que los árboles de *P. laevigata* presentan un espesor de anillos ligeramente mayor que los árboles de *P. glandulosa*.

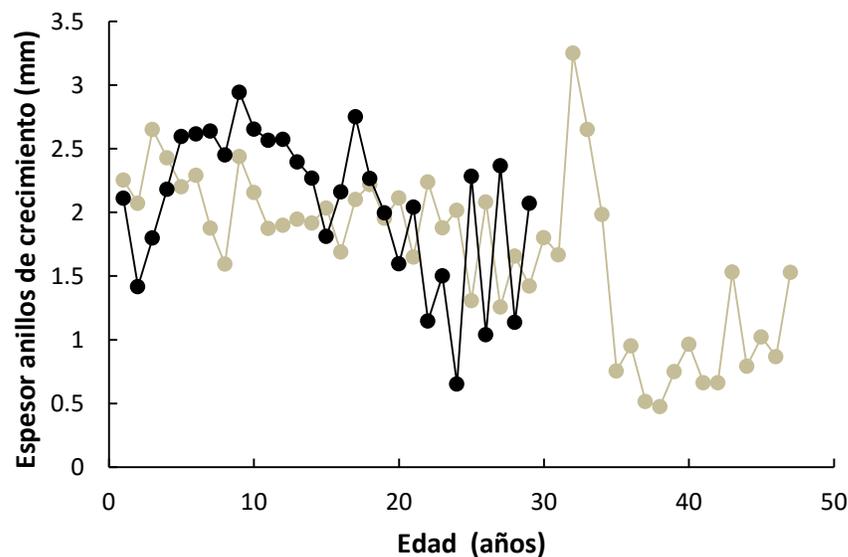


Figura 2. Espesor de anillos de crecimiento con relación a la edad en mm. Las línea sólida gris representa el incremento radial de *P. glandulosa* en el sitio “El Jazminal” y la línea sólida negra a *P. laevigata* en el sitio “San Felipe de Jiménez”.

El incremento diamétrico anual promedio para los árboles de *P. glandulosa* de “El Jazminal” (aprovechamiento) fue de 3.40 mm, con un valor

máximo registrado de 6.49 mm a la edad de 32 años; mientras que el incremento diamétrico anual promedio para los individuos de *P. laevigata* en el sitio de “San Felipe de Jiménez” (regenerado) fue de 4.20 mm, con un valor máximo registrado de 5.93 mm a los 9 años (Figura 3). Puede observarse que existe un crecimiento ligeramente mayor para los árboles de *P. laevigata* en relación a los árboles de *P. glandulosa* para una misma edad.

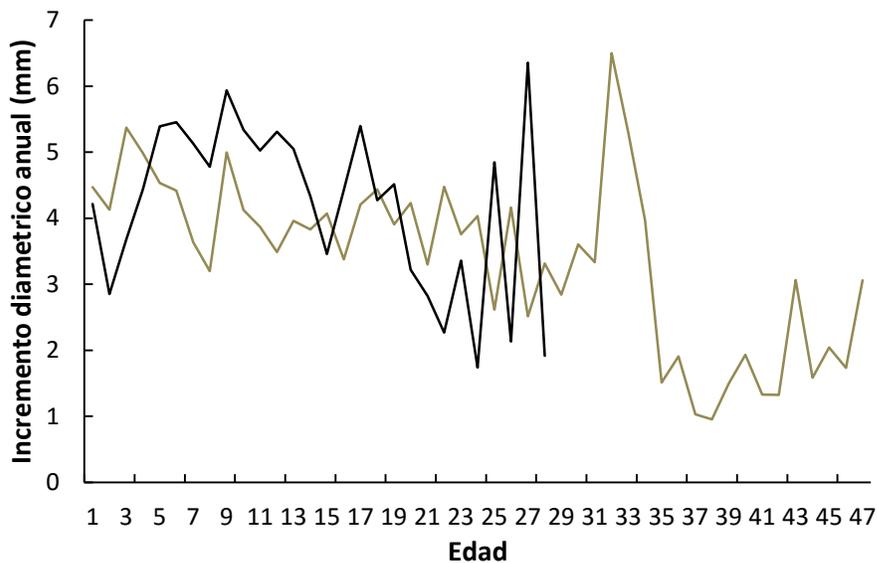


Figura 3. Incremento diamétrico anual promedio (mm). La línea gris representa los valores promedio de *P. glandulosa* en el sitio “El Jazminal” y la negra a *P. laevigata* en el sitio “San Felipe de Jiménez”.

El incremento promedio anual acumulado de un período de 47 años para los árboles de *P. glandulosa* del sitio “El Jazminal” fue 93 mm; mientras que para la especie *P. laevigata* en el sitio “San Felipe de Jiménez” fue de 64.84 mm en un período de 28 años (Figura 4).

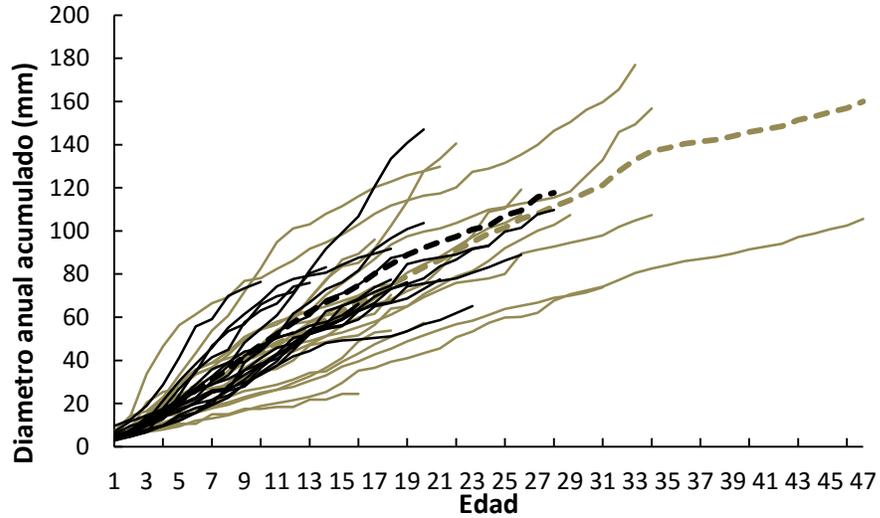


Figura 4. Diámetro anual acumulado (mm). Las líneas en gris representan a *P. glandulosa* en el sitio “El Jazminal”, mientras que las negras a *P. laevigata* en el sitio “San Felipe de Jiménez”. Las líneas punteadas indican los valores promedio de los árboles analizados y las finas las series individuales.

Los árboles de *P. laevigata* presentaron una biomasa promedio total de 0.9565 kg/año, por su parte *P. glandulosa* presentó una biomasa promedio total de 1.19 kg/año, cabe mencionar que la biomasa se encuentra calculada solamente en función del diámetro fustal. (Figura 5).

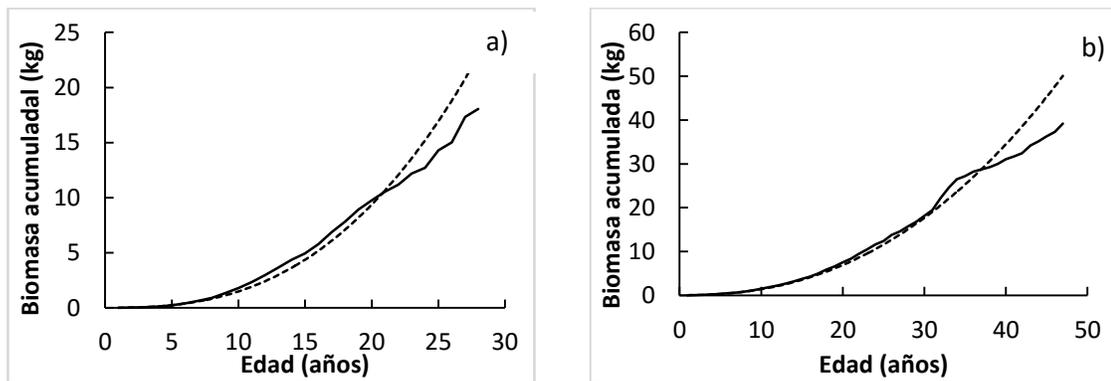


Figura 5. a) Relación entre biomasa acumulada (kg) y edad (años) de *Prosopis laevigata*, b) relación entre biomasa acumulada (kg) y edad (años) de *Prosopis glandulosa*.

Discusión

El rango del diámetro basal de los individuos de *P. laevigata* fue de 7.5 a 16.5 cm, mientras que el diámetro basal de los individuos de *P. glandulosa* de 5 a 24.4 cm. Para el matorral espinoso Tamaulipeco, Nívar *et al.* (2004) registraron un diámetro basal de hasta 24 cm en árboles de *Prosopis glandulosa* Torr. y de 34 cm en *Prosopis laevigata*; por otra parte, Rodríguez-Sauceda *et al.*, (2014) menciona que el crecimiento en diámetro para *P. laevigata* por lo general es de 30 a 60 cm en México. Al norte de Argentina, *Prosopis flexuosa* y *P. torquata* posee diámetros basales de 35.5 y 29.3 cm, respectivamente (Iglesias y Barchuk, 2010). Por su parte Guzmán-Lucio (2009) menciona que en Nuevo León, la mayoría de las zonas con mezquites son jóvenes y se agrupan en las clases diamétricas de 0 a 25 cm. Lo cual indica que en el caso de *P. laevigata* se trata de individuos más jóvenes que *P. glandulosa* y que aún no han llegado a su máximo crecimiento.

En la cuestión de aprovechamiento estudios como el de Guzmán-Lucio (2009) indican que en Nuevo León el stock de la producción promedio de madera en rollo de mezquite se encuentra asociado a las clases diamétricas enmarcadas entre los 5 y 30 cm de diámetro, con especial aporte de la clase diamétrica 10-15 cm. Por lo tanto, para *P. laevigata* ya se puede hacer un aprovechamiento, como se hizo para *P. glandulosa* en “El Jazminal”.

La variación en el espesor de los anillos se debe al poder de reacción que tienen las especies a la acción de agentes externos (Giménez *et al.*, 2003), lo cual puede explicarse mejor con la variación que se presentó en *P. laevigata* en el sitio con mayor disturbio, es decir con el sitio regenerado. Especies de *Prosopis* en Argentina presentan un espesor promedio mayor de los anillos de crecimiento; es decir, 5.66 y 3.28 mm para individuos con una edad de 48 y 95 años, respectivamente. Al considerar el diámetro mínimo de corta, este se estima en 30 cm (44 a 46 años) para *P. nigra* y de 25 cm (23 años) para *P. ruscifolia* (Giménez *et al.*, 2003 y 2009), mientras que en *P. kuntzei* es de 35

años (Giménez *et al.*, 1997). Con base en la información proporcionada en estos estudios, los individuos *P. laevigata* no poseen el diámetro adecuado para su corta y *P. glandulosa* aún no muestra claro decrecimiento en el espesor de los anillos de crecimiento.

Los individuos de *P. laevigata* presentaron mayor crecimiento diamétrico que los individuos de *P. glandulosa*, pero ambas registraron menor crecimiento que otras especies de *Prosopis* en el norte de Argentina (5.7 y 9.3 mm; Giménez *et al.*, 2003 y Giménez *et al.*, 2009) y menor a lo registrado para *P. flexuosa* (4.98 mm; Álvarez *et al.*, 2015). Villanueva-Díaz y Hernández (2004) por su parte registraron diversos crecimientos diamétricos (5.3 mm, 6 mm y 10 mm) para tres sitios con presencia de *P. laevigata* en San Luis Potosí, México; estas variaciones en los crecimientos fueron atribuidas a la influencia de las condiciones edáficas y de precipitación de cada sitio. Por lo que se puede decir que el crecimiento de los individuos de *Prosopis* está fuertemente relacionado con las condiciones ambientales del sitio en el que se desarrollan.

Por su parte *P. laevigata* alcanzó su incremento diamétrico anual máximo a una edad mucho menor que *P. glandulosa*, estudios indican que los anillos de crecimiento presentan su máximo crecimiento en los primeros años para posteriormente decrecer (Giménez *et al.*, 2005), lo que contrastaría con *P. glandulosa* que presentó este máximo incremento a los 32 años, lo cual podría deberse a diversos factores ambientales que dispararon este crecimiento. Sin embargo es importante mencionar que debido a que ambas especies se encuentran bajo diferentes condiciones de uso, no se esperaría que se comportaran de manera similar. Este mayor crecimiento de *P. laevigata* puede considerarse debido a la falta de competencia en el área, ya que al tratarse de un sitio regenerado, los individuos estuvieron menos afectados por la competencia al momento de su establecimiento y responden mejor a las condiciones ambientales (Ríos *et al.*, 2001), condición distinta a los árboles de *P. glandulosa* que se han desarrollado en un ambiente de alta competencia

interespecífica. Por su parte García y Cantú (2000) en mezquites de Nuevo León registraron un incremento anual para el fuste principal de *P. laevigata* de 0.162 mm, lo cual fue asociado a una mala calidad de sitio, por lo que tomando en cuenta dichos resultados se podría decir que la condición de los sitios de estudio analizados se encuentran bajo una buena calidad de sitio.

Con relación al diámetro anual acumulado, se observó que las dos especies se comportan de manera similar, presentando mayor diámetro acumulado anual *P. glandulosa* (diámetro anual acumulado promedio 159 mm) ya que se trata de árboles de mayor edad. No obstante contrastando con otros estudios (Álvarez *et al.*, 2015; Villagra *et al.*, 2005) este crecimiento es menor a lo reportado para otras especies de *Prosopis* a la misma edad (200 mm). Aunque la precipitación media anual es menor (125-400 mm/año) para “El Jazminal” (*P. glandulosa*), mientras que para “San Felipe de Jiménez” (*P. laevigata*) es de 400-600 mm/año; lo cual indica que la precipitación no es el único factor ambiental que influye en el crecimiento de las especies. Al igual que otros estudios han mostrado que las tasas de crecimiento pueden ser explicadas por diferencias ambientales entre sitios y a la variabilidad genética de las poblaciones (Villagra *et al.*, 2005). También se observa una elevada variación interpoblacional en los árboles del mismo sitio, lo cual también se ha demostrado en otras especies del género *Prosopis* (Álvarez *et al.*, 2015).

El cálculo de biomasa se llevó a cabo a través de la ecuaciones alométricas desarrolladas por Návar *et al.* (2004) para especies típicas del matorral espinoso tamaulipeco del noreste de México. *P. glandulosa* presentó una biomasa total mínima de 3.5 kg y una biomasa total máxima de 61.88 kg. Mientras que *P. laevigata* presentó una biomasa mínima de 10.63 kg y una biomasa total máxima de 33.89 kg; con un promedio de 26.26 kg para *P. glandulosa* y 17.03 kg para *P. laevigata*. En el estudio de Iglesias y Barchuck (2010) registraron valores medios de 188.9 kg y 34.4 kg para *P. flexuosa* y *P. torquata* respectivamente. Por su parte Méndez-González *et al.* (2012) para *P.*

laevigata en el noreste de México registraron un valor mínimo de 4.7 kg y máximo de 117.7 kg en el estado de Coahuila. El diámetro basal en los estudios anteriores fue mayor al que presentaron los árboles del presente estudio y debido a que éste se encuentra altamente correlacionado con la biomasa, es posible que los valores de la biomasa hayan resultado menores para las especies estudiadas (Méndez-González *et al.*, 2012). Y para este estudio *P. glandulosa* presentó mayor biomasa que *P. laevigata* para individuos con diámetros basales iguales.

Los resultados indican que existe una gran variabilidad en el crecimiento de las especies del género *Prosopis* y que el crecimiento se encuentra influenciado por diversos factores ambientales y las condiciones de cada sitio. Asimismo, queda remarcada la importancia de estas especies de crecimiento lento a intermedio en las zonas semiáridas de México, debido a los beneficios ecológicos y económicos que brindan. La importante correlación entre el diámetro basal y la biomasa por lo tanto puede ser empleada para estimar almacenes de carbono en la región. Por lo que es importante continuar con el estudio del comportamiento de estas especies y en distintas condiciones de crecimiento.

Literatura citada

Álvarez, J.A., P.E. Villagra, E.M. Cesca, F. Rojas y S. Delgado. 2015. Estructura, distribución y estado de conservación de los bosques de *Prosopis flexuosa* del Bolsón de Fiambalá (Catamarca). Bol. Soc. Argent. Bot. 50(2): 193-208.

Carrillo-Flores, R., F. Gómez-Lorence, J.G. Arreola-Ávila 2007. Efecto de poda sobre potencial productivo de mezquitales nativos en la Comarca Lagunera, México. Revista Chapingo serie Zonas Áridas 6: 47-54.

Carrillo-Parra, A., R. Foroughbakhch-Pournavab, V. Bustamante-García. 2013. Calidad del carbón de *Prosopis laevigata* (Humb. y Bonpl. ex Willd.) M.C. Johnst. y *Ebenopsis ebano* (Berland.) Barneby y J.W. Grimes elaborado en horno tipo fosa. Rev. Mex. Cien. For. 4(17): 62-71.

CONABIO. 1999. Uso de suelo y vegetación modificado por CONABIO, escala 1:1 000 000. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México.

García, E.-CONABIO 1998. Climas, escala 1:1000000. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). México.

Giménez, A.; Ríos, N.; Moglia, G. y López, C. 1998. Leño y corteza de *Prosopis alba* Griseb., algarrobo blanco, en relación con algunas magnitudes dendrométricas. Bosque 19 (2):53- 62.

García A., L. y C. Cantú A. 2000. Phenological and growth analysis of eleven shrub species from a Tamaulipean thorn-scrub community 32 in Linares, N.L. Mexico. pp. 143-144. Abstracts of the 10th U.S./ Mexico border states conference on recreation, parks and wildlife.

Giménez, A.M., Arístides-Ríos N., J.G. Moglia. 2003. Crecimiento de *Prosopis nigra* (Griseb.) Hieron (algarrobo negro) en Santiago del Estero, Argentina. Foresta Veracruzana 5(2): 17-22.

Giménez, A.M., M. Juárez de Galíndez, N.A. Ríos. 2005. Variabilidad de anillos de crecimiento en vinal (*Prosopis ruscifolia*). Revista Forestal Venezolana 49(2): 197-203.

Giménez, A.M., N. Ríos, P. Hernández y J.G. Moglia. 2009. Influencia de la edad en el crecimiento de vinal (*Prosopis ruscifolia* Burkart.), en la Provincia de Santiago del Estero, Argentina. Madera y Bosques 15(2): 45-57.

Guzmán-Lucio, M.A. 2009. Distribución, sistemática, y algunos aspectos ecológicos del mezquite *Prosopis* spp. (L.) en el estado de Nuevo León, México. Universidad Autónoma de Nuevo León, Facultad de Ciencias Biológicas. San Nicolás de los Garza, Nuevo León. Tesis doctoral. 219 pp.

Iglesias, M.R. y A.H. Barchuk. 2010. Estimación de la biomasa aérea de seis leguminosas leñosas del Chaco Árido (Argentina). *Ecología Austral* 20: 71-79.

INIFAP-CONABIO. 1995. Edafología, escalas 1:25000-1:1000000. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales y Agropecuarias y la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México.

León de la Luz, J.L., R. Domínguez-Cadena y S.C. Díaz-Castro. 2005. Evaluación del peso del leño a partir de variables dimensionales en dos especies de mezquite *Prosopis articulata* S. Watson y *P. palmeri* S. Watson, en Baja California Sur. México. *Acta Botánica Mexicana* 72: 17-32.

Méndez-González, J., O.A. Turlan-Medina, J.C. Ríos-Saucedo y J.A. Nájera-Luna. 2012. Ecuaciones alométricas para estimar biomasa aérea de *Prosopis laevigata* (Humb. y Bonpl. Ex. Willd.) M.C. Johnst. *Rev. Mex. Cien. For. Mex* 3(13): 57-72.

Meza-Sánchez, R. 2002. Metodología para evaluar las poblaciones de mezquite (*Prosopis* spp.). Folleto Técnico No. 6. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, Centro de Investigación Regional del Noroeste, Campo experimental Todos Santos. La Paz, B.C.S. México. 49 pp.

Návar, J., E. Méndez, A. Nájera, J. Graciano, V. Dale y B. Perresol. 2004. Biomass equations for shrub species of Tamaulipan thornscrub of North-eastern Mexico. *Journal of Arid Environments* 59: 657-674.

Palacios, R. A. 2006. Los mezquites Mexicanos: biodiversidad y distribución geográfica. *Boletín de la Sociedad Argentina Botánica*. 41 (1-2):99 –121.

Ríos, N.A., A.M. Giménez, J.G. Moglia, 2001. Crecimiento del itín (*Prosopis kuntzei* Harms) en la región chaqueña argentina. *Madera y Bosques* 7(1): 47-56.

Rodríguez-Sauceda, E.N., G.E. Rojo-Martínez, B. Ramírez-Valverde, R. Martínez-Ruíz, M.C. Cong-Hermida, S.M. Medina-Torres, H.H. Pina-Ruíz. 2014. Análisis técnico del árbol el mezquite (*Prosopis laevigata* Humb. y Bonlp. ex Willd.) en México. *Ra Ximhai* 10(3): 173-193.

Stokes, M. A., and Smiley, T. L. 1996. An introduction to tree-ring dating. University to Arizona Press. 73 pp.

Valenzuela-Núñez, L. M., M. Rivera-González, R. Trucios-Caciano y J. C. Ríos-Saucedo. 2013: Características ecológicas y dasométricas de dos comunidades con mezquite (*Prosopis laevigata* [Humb. et Bonpl. ex Willd] M. C. Johnston) en el estado de Durango. *TECNOCENCIA Chihuahua* 7(1): 32-38.

Vallejo-Valadez, J.A., R. Jiménez-Ocampo, R. Cervantes-Martínez, R. Trucios-Caciano y M. Rivera-González. 2012. Potencial productivo y cambio de uso de suelo en poblaciones de mezquite (*Prosopis* spp.) del norte-centro de México. *Agrofaz* 12(3): 105-114.

Vidal-Zepeda, R. 1990. Temperatura media anual, escala 1:4000000. En: Temperatura media. Tomo II, Sección IV, 4.4. Atlas Nacional de México (1990-1992). Instituto de Geografía, UNAM. México.

Villagra, P.E., R. Villalba, J.A. Boninsegna. 2005. Structure and growth rate of *Prosopis flexuosa* woodlands in two contrasting environments of the central Monte desert. *Journal of Arid Environment* 60: 187-199.

Villanueva-Díaz., J., A. Hernández R. 2004. Estructura y crecimiento anual de algunas mezquiteras en San Luis Potosí. *Ciencia Forestal en México* 29(96): 7-27.

CONCLUSIONES

Las comunidades semiáridas en especial las de matorrales cercanos a las zonas urbanas, son poblaciones que se encuentran especialmente en riesgo de desaparecer o altamente susceptibles ante el cambio de uso de suelo, al que se encuentra sometidas constantemente. Se estudiaron cuatro tipos de matorrales importantes para el estado de Nuevo León, encontrando que la familia Fabaceae sigue siendo la familia de plantas más importante para la región; sin embargo, se demostró que existen cambios constantes en la composición de las especies de los matorrales cercanos al Área Metropolitana de Monterrey, es decir, que las especies más abundantes o ecológicamente más importantes de ciertos tipos de matorral no han sido constantes, lo que indica que hay especies que han sido reducidas debido a su susceptibilidad, o bien, debido a un uso no sostenido por parte de la población humana. Estas poblaciones ecológicamente maduras deben de ser sometidas a programas de conservación para lograr un manejo sustentable.

Caracterizar las zonas semiáridas de México es un trabajo importante, ya que describir su composición, estructura y estado de conservación permite el entendimiento de los procesos ecológicos que en ellas se llevan a cabo, así como la situación actual que guardan las especies y permite integrar las bases para su manejo, conservación y restauración. Es por eso, que las zonas que aplican un tipo de manejo a estas áreas, como la actividad pastoril-silvícola son de vital importancia, ya que se puede saber la efectividad de dicho manejo a través de la estructura de la comunidad vegetal. El manejo implementado a través de actividades pastoriles-silvícolas demuestran que se transformó una comunidad de matorral espinoso tamaulipeco en un área dominada principalmente por las especies *Prosopis laevigata* y *Ebenopsis ebano*, por lo que queda de manifiesto una disminución en la diversidad biológica del área. No obstante, para los fines pecuarios, las especies mencionadas anteriormente brindan beneficios importantes al ganado vacuno presente, esto debido a la

importancia forrajera de las especies, asimismo el manejo implementado ha beneficiado ecológicamente a estas dos especies, ya que ambas presentan alta cobertura y densidad, lo que aporta beneficios ecológicos y económicos al sitio. Sin embargo, es necesario realizar más ensayos en comunidades con este tipo de actividad, ya que es una de las más importantes para las zonas áridas y semiáridas del noreste de México, esto con el objetivo de lograr un equilibrio entre la diversidad biológica y los beneficios económicos.

A través del análisis de la estructura espacial fue posible demostrar que las comunidades vegetales semiáridas presentan diferente distribución espacial de acuerdo al tipo de condiciones ambientales presentes en el sitio, es decir, que las condiciones de perturbación como un cambio de uso de suelo o la aplicación de técnicas silvícolas, pueden dar origen a comunidades vegetales totalmente distintas. Las comunidades analizadas en este estudio son una muestra del diferente arreglo espacial que pueden tener los árboles bajo diferentes condiciones ambientales. Se observó, que mientras mayor es la perturbación tal como el caso de sitios regenerados, la distribución espacial que se genera es de agrupamiento, mientras que los sitios manejados que presentan un disturbio menor presentan distribución agrupada y aleatoria, aproximándose a las características de comunidades forestales maduras. El describir de esta manera a las comunidades vegetales, permite conocer su situación actual y brinda un panorama más amplio sobre el crecimiento de las especies y distribución espacial de las comunidades bajo diferentes condiciones de uso, lo cual es de vital importancia para la implementación de cualquier proyecto de manejo.

De acuerdo al crecimiento leñoso y biomasa total de *Prosopis laevigata* y *Prosopis glandulosa* en diferentes condiciones de uso antropogénico, los resultados indicaron que existe una gran variabilidad en el crecimiento de las especies del género *Prosopis* y que el crecimiento se encuentra influenciado por diversos factores ambientales y las condiciones de cada sitio. Asimismo,

queda remarcada la importancia de estas especies de crecimiento de lento a intermedio en las zonas semiáridas de México, debido a los beneficios ecológicos y económicos que brindan. La importante correlación entre el diámetro basal y la biomasa por lo tanto puede ser empleada para estimar almacenes de carbono en la región. Por lo que es importante continuar con el estudio del comportamiento de estas especies y en distintas condiciones de crecimiento. Ya que la conservación y utilización controlada de la biomasa leñosa a través de planes de manejo, constituye un aporte hacia la mitigación del cambio climático, debido que los mezquiales y en general las zonas áridas y semiáridas constituyen el principal reservorio de carbono en los sistemas desérticos (Álvarez 2015).

BIBLIOGRAFÍA

Acosta, V.H., Araujo, P.A., e Iturre, M.C. 2006. Caracteres estructurales de las masas. Serie Didáctica No. 22. Facultad de Ciencias Forestales. Santiago del Estero, Argentina. 35 pp.

Aguirre, O., G.Y. Hui, K.V. Gadow y J. Jiménez. 2003. An analysis of spatial forest structure using neighbourhood-based variables. *For. Ecol. Manag.* 183: 137-145.

Alanís, E., J. Jiménez, M.A. González, J.I. Yerena, G. Cuéllar, A. Mora. 2013. Análisis de la vegetación secundaria del matorral espinoso tamaulipeco, México. *Phyton International Journal of Experimental Botany* 82: 185-191.

Álvarez, J.A., P.E. Villagra, E.M. Cesca, F. Rojas y S. Delgado. 2015. Estructura, distribución y estado de conservación de los bosques de *Prosopis flexuosa* del Bolsón de Fiambalá (Catamarca). *Bol. Soc. Argent. Bot.* 50(2): 193-208.

Arriaga, L. 2009. Implicaciones del cambio de uso de suelo en la biodiversidad de los matorrales xerófilos: Un enfoque multiescalar. *Investigación Ambiental.* 1:6–16.

Bonilla M., D.J. Redo, T.M. Aide, M.L. Clark, y H.R. Grau. 2013. Vegetation change and land tenure in Mexico: A country-wide analysis. *Land Use Policy.* 30:355–364.

Boyden, S., D. Binkley, W. Shepperd. 2005. Spatial and temporal patterns in structure, regeneration, and mortality of an old-growth ponderosa pine forest in the Colorado Front Range. *For. Ecol. Manag.* 219: 43-55.

Danserau, P. 1957. *Biogeography, an ecological perspective.* Edit. The Ronald Press, New York.

Del Río, M., F. Montes, I. Cañellas y G. Montero. 2003. Revisión: índices de diversidad estructural en masas forestales. *Invest. Agrar.: Sist. Recur. For.* 12: 159-176.

Gadow, K.v., C. Y. Zhang, C. Wehenkel, A. Pommerening, J. Corral-Rivas, M. Korol, S. Myklush, G. Y. Hui, A. Kiviste y X. H. Zhao. 2012. Forest structure and diversity. En: T. Pukkala and K. von Gadow (eds.), *Continuous Cover Forestry, Managing Forest Ecosystems* 23, pp. 29-83. DOI 10.1007/978-94-007-2202-6 2.

Haase, P. 1995. Spatial pattern analysis in ecology based on Ripley's K-function: Introduction and methods of edge correction. *Journal of Vegetation Science* 6: 575-582.

Juárez de Galíndez, M., M.G. Pece, C. Gaillard de Benítez, J. Sanguedolce, V. Mariot y R. Mazzuco. 2007. Ecuaciones altura-diámetro en *Prosopis nigra* (Griseb) Hieron (algarrobo negro) en Santiago del Estero, Argentina. *Foresta Veracruzana* 9:9-14.

Pommerening, A. 2002. Approaches to quantifying forest structures. *Forestry* 75:305-324.

Toledo, V. M. y Ma. de J. Ordóñez. 1998. El panorama de la biodiversidad de México: una revisión de los hábitats terrestres. pp. 757-777. *In: Ramamoorthy, T. P., R. Bye, A. Lot y J. Fa (eds.). Diversidad biológica de México: orígenes y distribución.* Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D. F.

Velázquez, A., J. F. Mas, R. Mayorga, J. L. Palacio, G. Bocco, G. Gómez-Rodríguez, L. Luna, I. Trejo, J. López-García, M. Palma, A. Peralta, J. Prado-Molina y F. González-Medrano. 2001. El Inventario Forestal Nacional 2000. *Ciencias* 64:12-19.

Zhang, C., Y. Wei, X. Zhao, K.V. Gadow. 2013. Spatial characteristics of tree diameter distributions in a temperate old-growth forest. Plos ONE 8(3): e58983. doi:10.1371/journal.pone.0058983