

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

DEPARTAMENTO DE SILVICULTURA Y MANEJO FORESTAL



**CARACTERIZACIÓN ESTRUCTURAL DE DOS MATORRALES DEL
NORESTE DE MÉXICO**

TESIS DE MAESTRÍA

**COMO REQUISITO PARA OPTAR POR EL TÍTULO DE:
MAESTRO EN CIENCIAS FORESTALES**

**PRESENTA:
BIOL. CARLOS ALBERTO MORA DONJUÁN**

Linares, Nuevo León, México

Julio 2013

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

DEPARTAMENTO DE SILVICULTURA Y MANEJO FORESTAL

**CARACTERIZACIÓN ESTRUCTURAL DE DOS MATORRALES DEL
NORESTE DE MÉXICO**

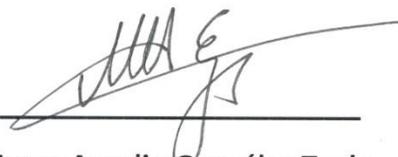
TESIS

**COMO REQUISITO PARCIAL PARA OPTAR POR EL TÍTULO DE:
MAESTRO EN CIENCIAS FORESTALES**

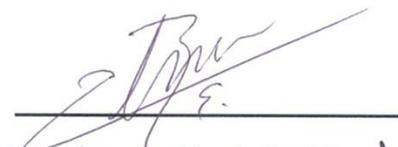
PRESENTA:

BIOL. CARLOS ALBERTO MORA DONJUÁN

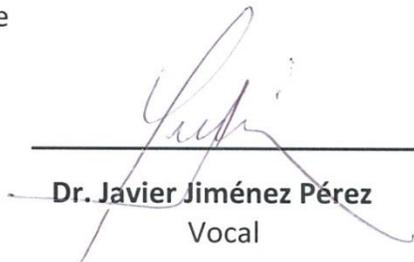
COMISIÓN DE TESIS



Dr. Marco Aurelio González Tagle
Presidente



Dr. Eduardo Alanís Rodríguez
Secretario



Dr. Javier Jiménez Pérez
Vocal



Dr. José Israel Yerena Yamallel
Asesor externo

Linares, Nuevo León, México

Julio del 2013

Manifiesto que la presente investigación es original y fue desarrollada para obtener el grado de Maestro en Ciencias Forestales, donde se utiliza información de otros autores se otorgan los créditos correspondientes.

Carlos Alberto Mora Donjuán

Julio del 2013

DEDICATORIA

A mis padres, la profesora Socorro Donjuán Arcos y el Ingeniero Aturo Mora Pacheco, por su amor, apoyo, comprensión, entusiasmo, dedicación en cada uno de los escalones de mi educación; pero sobre todo por haberme dado la vida y enseñarme a valorarla, porque siempre están ahí y nunca me han dejado solo.

A mi abuela Lorenza Arcos Polito (†) que aunque ya no está conmigo siempre ha sido y será un ejemplo de persistencia y tenacidad para superarme en la vida. Gracias abuela donde quiera que estés.

A mis hermanas Elideth Mora Donjuán y Yuritzí Anaí Mora Donjuán que en todo momento me han brindado su apoyo y motivado a no desistir y seguir adelante; pero sobre todo por ser unas excelentes hermanas, que Dios siempre nos mantenga unidos; y a mis sobrinos Pipa y Toronjito por darle alegría a mi vida cada vez que llego a casa.

En especial a mis hijos Hafnya Andrea y Carlos Emiliano por ser el motor que me impulsa a superarme cada día de mi vida (en lo profesional y lo personal). Esta etapa de mi vida profesional va dedicada a ustedes especialmente por aguantar todo el tiempo que me mantengo fuera y lejos de ustedes, los amo.

AGRADECIMIENTOS

La realización de una tesis de maestría es el cierre de un ciclo académico y profesional muy importante en el desarrollo de un investigador, es un peldaño más en la búsqueda de la meta deseada. En mi caso, esta etapa ha sido un reto complicado, pero altamente satisfactorio en lo profesional y personal, tanto por los conocimientos y habilidades adquiridos, como por la oportunidad que he tenido de conocer y trabajar con un grupo de compañeros e investigadores muy destacados. Esta tesis no hubiera sido posible sin la colaboración de numerosas instancias y personas, tantas que espero que nadie se sienta omitido en las siguientes líneas. En todo caso, vayan de antemano mis disculpas si ello ocurre.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por otorgarme la beca para realizar los estudios de maestría y por la beca-mixta para desarrollar la estancia de investigación en Bogotá, Colombia, la cual se desarrolló en el marco del proyecto “Vulnerabilidad a la invasión por *Ulex europaeus* de áreas taladas por *Pinus patula* en el Embalse del Neusa” desarrollado en la Escuela de Restauración Ecológica de la Pontificia Universidad Javeriana.

A la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad Autónoma de Nuevo León y en especial al cuerpo de profesores-investigadores que forjaron mi perfil profesional con sus conocimientos y experiencia.

Al Departamento de Silvicultura y Manejo Forestal de la Facultad de Ciencias Forestales por el apoyo brindado para el establecimiento y desarrollo de esta investigación.

Al comité de tesis, donde todos los integrantes de manera honesta, capaz y respetuosa crearon un ambiente de confianza y responsabilidad en el desarrollo de esta investigación, así como la aportación de sugerencias y observaciones, todas ellas atinadamente.

Al Dr. Marco Aurelio González Tagle por la dirección del presente trabajo de tesis, por su apoyo profesional, por sus acertadas observaciones y sus valiosos consejos. También por inculcarme ser trabajador, eficiente y competitivo, pero principalmente por la amistad y confianza que me ha brindado durante estos años.

Al Dr. Eduardo Alanís Rodríguez por su tiempo, disposición, apoyo y acertadas observaciones para la realización de este trabajo de tesis y en cada uno de los manuscritos sometidos a las diferentes revistas de investigación; pero sobre todo por su enorme amistad.

Al Dr. Javier Jiménez Pérez por su participación en el comité de tesis con sus comentarios, sugerencias y acertadas observaciones, así como la dedicación de su tiempo para atenderme cada vez que lo requería.

Al Dr. José Israel Yerena Yamallel por haber aceptado participar en el comité de tesis. También por haberme apoyado con todo el equipo y material para el levantamiento de datos de campo, así como sus acertados comentarios, sugerencias en el desarrollo de la tesis y en los manuscritos sometidos a las diferentes revistas científicas.

Al Dr. Luis Gerardo Cuellar Rodríguez, a la M. C. Diana Yemilet Avila Flores, al Ing. Ernesto Alonso Rubio Camacho, al Ing. José Manuel Mata Balderas y al Ing. Arturo Mora Olivo por su participación y contribución en cada uno de los manuscritos que se sometieron a las diferentes revistas científicas.

A la M. C. Esmeralda Méndez Vasconcelos por su cariño, comprensión y apoyo; por estar siempre a mi lado en este arduo proceso, también por apoyarme con la toma de datos en campo; pero sobre todo por aguantar mis largas ausencias y cambios de radicación.

A todas las personas que participaron en el trabajo de gabinete y de campo, Biol. Hailen Ugalde, Ing. José A. Sigala, Ing. Alejandro Roblero, Ing. Ernesto Rubio, Ing. Miguel A. Pequeño, Ing. Román Ramírez, Ing. Dalila y los compañeros del laboratorio de captura de carbono Lacho y Andrés, sin su incondicional apoyo en el levantamiento de datos en campo este proceso hubiera sido más tedioso, gracias por hacerlo más ameno.

A mis padres por estar presentes y persistentes en cada una de las etapas profesionales por las que he pasado, pero sobre todo por apoyarme moralmente en este proceso.

A todos y cada uno de mis compañeros y amigos de la facultad, por su amistad desinteresada y por compartir momentos tan agradables durante estos años de estudio, en especial a Sigala, Omar, Santiago, Heriberto, Alex, Rojo, Hailen, Gaby, Lulú, Román, Rene, Ana, Migue y mi compa Edgar, gracias por hacer más amena mi estancia en la maestría y en Linares.

A mis sobrinas Ángeles, Liz y mi prima Vicko por estar siempre atentas a en mi proceso de formación académica, por sus consejos, pero sobre todo por ser parte de mi familia.

A todo el personal administrativo y de posgrado quienes siempre estuvieron pendientes de todos los asuntos administrativos y escolares dentro de la maestría.

Para todas las personas antes mencionadas y para aquellas que contribuyeron de una u otra forma a mi desarrollo profesional, expreso un sincero agradecimiento.

Resumen general

Los matorrales son comunidades vegetales que se reconocen por ser de altura baja y sus tallos se ramifican por encima del suelo. Son las comunidades vegetales más abundantes en México, abarcan cerca del 45% de la superficie. Se distribuyen en todo el norte del país y se extienden hasta algunas partes del centro y sur (Oaxaca). Hay varios tipos de matorral, estas variaciones en el tipo de matorral se deben a las diferentes condiciones ambientales donde se desarrollan, especialmente la temperatura, precipitación y tipo de suelo. Los matorrales se localizan en todos los tipos de suelo y niveles altitudinales en el norte de México.

La presente investigación se dividió en seis capítulos para su mejor comprensión. En todas las investigaciones se realizaron caracterizaciones y evaluaciones de dos matorrales xerófilos, el matorral espinoso tamaulipeco y el matorral desértico micrófilo. Ambos matorrales se caracterizaron estructuralmente, evaluando su composición mediante la abundancia, dominancia, frecuencia e Índice de Valor de Importancia de cada especie y la riqueza de especies y diversidad (alfa y beta) de la comunidad vegetal. En el matorral espinoso tamaulipeco además se estimó la mezcla y uniformidad de especies, diferenciación dimensional y distribución espacial. Para el matorral desértico micrófilo se estimó (además de los índices mencionados anteriormente) el índice de Pretzsch para analizar verticalmente la vegetación en cada uno de los estratos (alto, medio y bajo). Además de las caracterizaciones, se realizó una investigación comparativa para evaluar el efecto de la actividad ganadera en la comunidad vegetal del MET.

El capítulo dos evaluó la composición y la diversidad de las especies arbóreas y arbustivas de un área de referencia del matorral espinoso tamaulipeco. Los resultados registraron 21 especies, distribuidas en 20 géneros y 14 familias, donde la familia más representativa fue Fabaceae con siete especies. La comunidad estudiada integra principalmente a las especies *Acacia amentacea*, *Diospyros texana* y *Havardia pallens* con un índice de valor de importancia de 24.94%,

15.57% y 13.01% respectivamente. El área registró un índice de diversidad de $H' = 1.94$ y una riqueza específica de especies de $D_{Mg} = 2.0$.

El tercer capítulo caracteriza estructuralmente un ecosistema de referencia del matorral espinoso tamaulipeco en el noreste de México, donde se estiman los índices de Uniformidad de Gadow el cual registra un valor de $W = 0.58 \pm 0.22$, Mezcla de especies un valor de $M = 0.62 \pm 0.31$; y de diferenciación dimensional; diámetro $U_{id} = 0.50 \pm 0.018$ y de altura, $U_{ih} = 0.58 \pm 0.34$. Los resultados indican que la estructura de las cuatro áreas son altamente homogéneas en diferenciación dimensional; los valores de uniformidad de Gadow indican una distribución con tendencia a la aleatoriedad y en la mezcla de especies dos sitios presentaron vecindad con tres o cuatro individuos, mientras que los dos sitios restantes presentaron vecindad con uno o dos individuos diferentes respecto a él.

En el capítulo IV se realizó un análisis comparativo en tres áreas de matorral espinoso tamaulipeco (Referencia, Regeneración y Ganadería), para evaluar el impacto de la ganadería en la composición y diversidad arbórea y arbustiva. Los resultados registran 22 especies, distribuidas en 20 géneros y 14 familias. El peso ecológico lo representan tres especies; en el área de Referencia, *Diospyros texana*; Regeneración, *Acacia farnesiana*; y Ganadería, *Prosopis laevigata*. Los resultados de la investigación ponen en manifiesto que la actividad ganadera disminuye significativamente la abundancia, dominancia y diversidad alfa de las comunidades de especies arbóreas y arbustivas; y que estas comunidades vegetales resultantes presentan una baja similitud de especies.

El quinto capítulo caracterizó un matorral desértico micrófilo con historial pecuario, evaluando el impacto de la ganadería en la composición y diversidad vegetal. Los resultados muestran a *Gutierrezia microcephala* como la especie más abundante con 584 N/ha (33%), seguida de *Prosopis glandulosa* con 368 N/ha (21%); la especie que presentó mayor dominancia y frecuencia fue *P. glandulosa* con 1574 m²/ha y con presencia en 19 de los 25 sitios, lo cual incide en el IVI, siendo la especie que presenta el valor más alto con 34.6%. Se obtuvo un valor de $D_{Mg} = 2.29$ para riqueza de especies y un índice de diversidad de $H' = 1.87$.

Summary

The bushes are vegetation communities that are recognized for being of short stature and their stems branch above the ground. These are the vegetation communities more abundant in México, they covering about 45% of the surface. They are distributed throughout the north of the country and extended some parts of central and southern (Oaxaca). There are many kinds of bushes, these variations in the type of bushes are due for the different ecological where they develop, especially temperature, precipitation and kind of ground. The bushes are located in all the soil types and altitudinal levels in north of México.

This investigation was divided in six chapters for a best comprehension. In all the investigations they were performed characterizations and evaluations of two xerophytic bushes, the Tamaulipan thornscrub and the microphyll desert bush. Both bushes are characterized structurally, evaluating their composition through their abundance, dominance, frequency and its composition, species richness, diversity (alpha and beta), the richness of vegetation community. In the Tamaulipan thornscrub” bush it was also consider the mixture and species evenness, dimensional differentiation and special distribution. To the microphyll desert bush was estimated (also the mentioned indexes before) the Pretzsch index to analyze vertically the vegetation in each one of the strata (high, medium and low). Also of the performances, it was making a comparative investigation to assess the effect of the animal husbandry activity in the vegetation community from Tamaulipan thornscrub.

The chapter second assessed the composition and the diversity of the arboreal and shrub species from a reference area of the Tamaulipan thornscrub. The results registered 21 species, distributed in 20 different genres and 14 families, where the more representative family was *Fabaceae* with seven species. The studied community integrates principally at the species *Acacia amentacea*, *Diospyros texana* and *Havardia pallens* with an importance value index of 24.94%, 15.57%

and 13.01% respectively. The area registered an diversity's index of $H'=1.94$ and a specie richness of $D_{Mg}=2.0$.

The third chapter characterizes structurally a reference ecosystem from the registered in the northwest of Mexico, where is estimated the Uniformity of Gadow's indexes which records a value of $W_f=0.58\pm 0.22$, species' mixture a value of $M_i=0.62\pm 0.31$; and of dimensional differentiation; diameter $U_{id}=0.50\pm 0.018$ and of heigh, $U_{ih}=0.58\pm 0.34$. The results show that the structure of the four areas are highly homogeneous in dimensional differentiation; the values of Gadow's uniformity indicate a distribution with tendency toward randomness and the species' mixture two places show vicinity with three or four individuals, while the two remaining sites show vicinity with one or two different individuals about it.

In the chapter IV is made a comparative analysis in three areas of the registered (Reference, Regeneration and Livestock), to evaluate the impact of the livestock in the composition and tree and bush diversity. The results recorded 22 species, distributed in 20 genres and 14 families. The ecological weight is represented by three species; in the reference area, *Diospyros texana*; Regeneration, *Acacia farnesiana*; and livestock, *Prosopis laevigata*. The results of the investigation show that the livestock reduces the abundance significantly, dominance and alpha diversity of the tree and bush species communities; and that these resulting plant communities show a low species similarity.

The fifth chapter characterized a desert bush microphill with livestock history, assessed the impact in the livestock in the composition and plant diversity. The results show *Gutierrezia microcephala* like the specie more abundant with 584 N/ha (33%), followed by *Prosopis glandulosa* with 368 N/ha (21%); the specie that shows more dominance and frequency was *P. glandulosa* with 1574 m²/ha and with presence in 19 of the 25 places, which affects in the IVI, being the specie which presents the highest value with 34.6%. Obtaining a value of $D_{Mg}=2.29$ to specie richness and a diversity index of $H'=1.87$.

Índice

- I. **Capítulo I.** Introducción general
- II. **Capítulo II.** Estructura, composición florística y diversidad del matorral espinoso tamaulipeco, México.
- III. **Capítulo III.** Caracterización estructural de un ecosistema de referencia del Matorral Espinoso Tamaulipeco en el noreste
- IV. **Capítulo IV.** Efecto de la ganadería en la composición y diversidad arbórea y arbustiva del matorral espinoso tamaulipeco
- V. **Capítulo V.** Composición y diversidad vegetal de un área de matorral desértico micrófilo con historial pecuario en el Noreste de México
- VI. **Capítulo VI.** Conclusiones generales

CAPÍTULO I

Introducción general

México es el segundo país más diverso en tipos de ecosistemas, solo detrás de China. México posee una de las mayores riquezas biológicas del planeta, por lo que se le considera como un país megadiverso (Ramamoorthy *et al.*, 1993) en el que las medidas de conservación de la biodiversidad deben priorizarse. En los casi dos millones de kilómetros cuadrados que abarca el territorio mexicano (1.5% de la superficie emergida del planeta) se encuentra alrededor del 10% de la diversidad biológica del mundo (Mittermeier *et al.*, 1997; Rodríguez-Trejo y Myers, 2010).

México es un país con una alta riqueza florística. Esta se debe a su extensa superficie territorial, a su diversidad geográfica, y a su ubicación, ya que se encuentra entre el reino biogeográfico Neártico y Neotropical (Rzedowski, 1978 en Sosa y Dávila, 1994). El número de especies fanerogámicas para México se ha estimado en alrededor de 25,000 (Rzedowski, 1993 en Sosa y Dávila, 1994). Los tipos de vegetación con una mayor riqueza florística son los bosques de coníferas y de encino (24% del número total de especies), le siguen los matorrales xerófilos y pastizales (20% del número total de especies), y luego los bosques tropicales subcaducifolios, caducifolios y espinosos (20% del total de las especies) (Rzedowski, 1993 en Sosa y Dávila, 1994). Rzedowski, 1991 (en Sosa y Dávila, 1994) estimó que aproximadamente el 10% de los géneros y el 52% de las especies fanerogámicas de México son endémicas, apuntando que el endemismo es más pronunciado en el matorral xerófilo y en pastizales.

Los desiertos de la región Neártica se encuentran en su mayoría en México y en el sur de Estados Unidos cubriendo aproximadamente 1.7 millones de km², aunque solamente 19% tiene alguna categoría de protección (Navone y Abraham, 2006). A pesar de esta gran extensión territorial, las zonas desérticas año con año se ven seriamente afectadas por cambios en el uso del suelo, los cuales son el resultado de actividades humanas tales como el desarrollo de vías de comunicación y la expansión urbana, agrícola, ganadera, minera y turística. 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 silvestres en las áreas cercanas a caminos y desarrollos rurales y urbanos (Trombulak y Frissell, 2000; Nellemann, 2001; Arriaga *et al.*, 2004).

Matorral xerófilo

La vegetación de las regiones de clima seco de México se conoce como matorral xerófilo (Rzedowski, 2006), pero dentro de esta denominación general se incluyen numerosos tipos de vegetación, entre los que destaca el matorral desértico micrófilo y el matorral espinoso tamaulipeco, los cuales son parte de la presente investigación; ambos son propios de terrenos planos o con escasa pendiente.

El matorral xerófilo o semidesértico es un ecosistema conformado por matorrales en zonas de escasas precipitaciones, por lo que predomina la vegetación xerófila. El WWF (World Wildlife Found por sus siglas en inglés) lo considera un bioma denominado desiertos y matorrales xerófilos y lo agrupa conjuntamente con los ecosistemas de desierto. La vegetación es frecuentemente de tipo espinos como las cactáceas y bromelias, presentándose también arbustos achaparrados, árboles caducifolios y pastizal semidesértico.

Las comunidades vegetales de matorral de México han sido clasificadas desde el punto de vista práctico como matorral xerófilo por Rzedowski (1979), atendiendo esencialmente al origen de las mismas y por ser de estructura y composición similares. Se considera que este tipo de formación vegetal cubre alrededor de 40% de la superficie del territorio nacional (800,000 km²), por lo que su cobertura es la más amplia de México. Su distribución está asociada con la presencia de climas cálidos y secos que se localizan sobre todo en el área del altiplano mexicano y las planicies costeras, tanto del Pacífico, como del Golfo de México.

Matorral Espinoso Tamaulipeco (MET)

El matorral espinoso tamaulipeco de la Planicie Costera de Golfo se distribuye en aproximadamente 200,000 km² del noreste de México y el sur de Texas desde la Llera de Canales y los límites sureños de la Sierra Azul en Tamaulipas (González, 1985) hasta el Altiplano Edwards (Edwards Plateau) en Texas (Diamond *et al.*, 1987), y de las faldas de la Sierra Madre Oriental hasta la costa del Golfo de México (Jurado y Reid, 1989). Estas asociaciones son extremadamente diversas respecto a las especies arbóreas y arbustivas (60-80 especies), su densidad (de 14,000 a 30,000 individuos/ha) y altura (Heiseke y Foroughbakhch, 1985; Gómez, 2000). Rzedowski (1979) ubica la región de Linares en el Reino Neotropical, región xerofítica mexicana y provincia de la planicie costera del noreste la cual coincide en extensión con la zona fisiográfica correspondiente e incluye una porción adyacente del Estado de Texas. La vegetación en esta provincia la constituye en su mayor parte el bosque espinoso y el matorral xerófilo.

El matorral espinoso tamaulipeco tiene una larga historia de uso silvoagropecuario desde fines del siglo XVI, determinante en la economía de la zona de noreste de México. No obstante, esta siendo paulatinamente y crecientemente degradado por el desmonte, sobrepastoreo, incendios forestales, extracción selectiva de algunos de sus componentes leñosos y forrajeros o simplemente por la eliminación a matarasa del matorral, disminuyendo de esta manera su extensión a favor de terrenos agrícolas y praderas artificiales (Rzedowski, 1979; Foroughbakhch y Peñaloza, 1988; Treviño, 1997).

Bourgeron (1983), menciona la importancia de estudiar el matorral espinoso tamaulipeco para conocer la potencialidad que presentan las especies que componen a este tipo de comunidad, por lo que se desprende la necesidad de entender las relaciones entre vegetación y las variables del ambiente, por lo que es conveniente considerar técnicas de correlación o asociación que involucre datos en relación a la clasificación y ordenación.

Matorral Desertico Micrófilo (MDM)

El matorral desértico micrófilo es propio de terrenos planos y de las partes inferiores de los cerros de una gran zona del altiplano potosino-zacatecano, en el desierto chihuahuense (Miranda, 1964; Marroquín *et al.*, 1981; Sánchez-González y Granados-Sánchez, 2003). El matorral desértico micrófilo agrupa las comunidades en que las plantas que imprimen el carácter fisonómico a la vegetación corresponden a arbustos de hoja o foliolo pequeño. Estas agrupaciones son las que ocupan la mayor parte de la extensión de las regiones áridas de México. En el matorral desértico micrófilo predominan los elementos arbustivos de hoja pequeña que incluyen casi siempre a *Larrea tridentata* y *Flourensia cernua* (Rzedowski, 2006). *L. tridentata* “La Gobernadora” es un arbusto de 2 a 3 m de altura que se distribuye en forma casi ininterrumpida desde Nevada, Utah, Nuevo México y Texas (en Estados Unidos) hasta Guanajuato, Querétaro e Hidalgo (en México) donde es una de las especies más abundantes y conspicuas (Rzedowski y Calderón, 1988).

Cambio de uso de suelo (actividades antropogénicas).

A nivel global se han considerado a los cambios de uso de suelo como una de las mayores amenazas a la biodiversidad, ya que involucran no sólo la pérdida de cobertura vegetal sino también la disrupción de los ecosistemas naturales en fragmentos de diversos tamaños y por tanto, la discontinuidad y aislamiento de su biodiversidad (Arriaga, 2009).

Actualmente, las actividades productivas que más se realizan en los matorrales son la ganadería (intensiva y extensiva) y la agricultura de temporal (Jiménez *et al.*, 2012). Con estas actividades se ha tenido como resultado la pérdida de la calidad y el número de especies forrajeras, seguida de una reducción de la capa vegetal que cubre y protege el suelo (González *et al.*, 2004).

En México, la ganadería es la actividad productiva más común en el medio rural, se realiza, sin excepción, en todas las regiones ecológicas del país y aún en

condiciones climáticas adversas. Ocupa 110 millones de hectáreas, lo que equivale a alrededor de un 56% del territorio nacional (SAGARPA, 2006). Particularmente, el estado de Nuevo León cuenta con una superficie ganadera de 5.5 millones de hectáreas (86% de la superficie estatal), de las cuales el 90% son de agostadero y el 10% restante de praderas (SAGARPA, 2009).

Los matorrales del noreste de México son además utilizados para la obtención de productos para la construcción de cercas y para la elaboración de implementos agrícolas, además de la extracción de leña, producción de carbón y la utilización de sus superficies para el establecimiento de áreas de cultivo y de pastoreo (Correa, 1996). En el MET se posee una diversidad bastante densa de 15,000 a 21,000 individuos/ha de especies arbóreas arbustivas, y constituye una tercera parte de la diversidad de la flora leñosa, la cual aprovecha la población rural para el uso tradicional silvoagropecuario, así como fuente de alimentación, combustible, herbolaria, construcción de muebles rústicos, productos artesanales y construcción de casas rurales (Foroughbakhch *et. al.*, 2009).

Objetivos y estructura de la tesis

La presente investigación tiene dos objetivos generales.

1. Caracterizar y evaluar la estructura y diversidad de dos matorrales del Noreste de México.
2. Evaluar el impacto de las actividades agropecuarias en dos matorrales del Noreste de México.

La tesis está estructurada en seis capítulos, los cuales se describen brevemente a continuación:

Capítulo I. En el primer capítulo se abordan las generalidades del ecosistema de matorral xerófilo; y en particular las comunidades vegetales de Matorral Espinoso Tamaulipeco (MET) y Matorral Desértico Micrófilo (MDM). Además de los antecedentes históricos de estas comunidades vegetales, también se mencionan los diversos estudios que han realizado algunos investigadores en estos

ecosistemas. Por otra parte se aborda la problemática asociada a ellos, como son las actividades antropogénicas, el cambio en el uso del suelo por actividades agropecuarias principalmente.

Capítulo II. Estructura, composición florística y diversidad del matorral espinoso tamaulipeco, México. En esta investigación se evaluó la composición y la diversidad de las especies arbóreas y arbustivas de un área de referencia del matorral espinoso tamaulipeco (MET). Se establecieron cuatro sitios de muestreo de 40 x 40 m en un área del MET, donde se realizó un censo de todos los individuos ($d_{0.10} \text{ m} > 5\text{cm}$). Se registró información dasométrica de altura (h), diámetro ($d_{0.10} \text{ m}$) y cobertura de copa. Se estimaron las variables estructurales de abundancia (AR_i), dominancia (DR_i), frecuencia (FR_i) e Índice de Valor de Importancia (IVI), así como la estimación del índice de Margalef (D_{Mg}) y diversidad α con el índice de Shannon – Weaver (H'). Se registraron 21 especies. *Acacia amentacea*, *Diospyros texana* y *Havardia pallens*, son las especies con mayor índice de valor de importancia de 24.94%, 15.57% y 13.01%, respectivamente. El área registró un índice de diversidad de $H'=1.94$ y una riqueza de especies de $D_{Mg}=2.0$.

Capítulo III. Caracterización estructural de un ecosistema de referencia del Matorral Espinoso Tamaulipeco en el Noreste de México. En este capítulo se caracterizó y evaluó un área sin alteración o escasamente alterada en el MET, la cual sirva de referencia para establecer programas de restauración. Ubicando un área del MET sin registro de actividad productiva en un periodo de 28 años y sin registro histórico de la remoción total de la vegetación. Estableciendo cuatro sitios de muestreo de 40 x 40 m (1600 m²) en un área con iguales condiciones de vegetación. A todos los individuos arbóreos y arbustivos ($d_{0.10} \geq 5\text{cm}$) se les midió el diámetro de copa y la altura total, además de la ubicación mediante la distancia y azimut con respecto al centro del sitio de muestreo. Se estimaron los índices de Uniformidad de Gadow, $Wi=0.58 \pm 0.22$; Mezcla de especies, $Mi=0.62 \pm 0.31$ y de diferenciación dimensional; diámetro $Uid=0.50 \pm 0.018$ y de altura, $Uih=0.58 \pm 0.34$.

Capítulo IV. Efecto de la ganadería en la composición y diversidad arbórea y arbustiva del matorral espinoso tamaulipeco. En esta investigación se evaluó el efecto de la ganadería en la composición y diversidad en diferentes áreas del matorral; seleccionando tres áreas (Referencia, área en regeneración y área con actividad pecuaria) para evaluar el efecto de la actividad ganadera en la vegetación del MET. Se establecieron cuatro sitios de muestreo de 1600 m² en cada área; determinando variables estructurales de abundancia, dominancia, frecuencia e Índice de Valor de Importancia, así como la estimación de los índices de riqueza de especies, diversidad alfa y beta. Se registraron 22 especies. El peso ecológico estuvo representado por diferentes especies; el área de Referencia, *Diospyros texana*; Regeneración, *Acacia farnesiana*; y Ganadería, *Prosopis laevigata*.

Capítulo V. Composición y diversidad vegetal de un área de matorral desértico micrófilo con historial pecuario en el Noreste de México. Este capítulo realiza la caracterización de la diversidad vegetal del matorral desértico micrófilo en el noreste de México. Para dar cumplimiento a los objetivos se establecieron 25 sitios de muestreo de 10 × 10 (100 m²), dentro de las cuales se midieron arbustos y árboles ≥0.5cm de diámetro ($d_{0.10}$), además, se midió diámetro de copa (d_{copa}); calculando los parámetros ecológicos de abundancia (A_r), dominancia (D_r), frecuencia (F_r), Índice de Valor de Importancia (IVI), índice de Margalef (D_{Mg}), índice de Shannon (H') e índice de Pretzsch (A). Los resultados muestran a *Gutierrezia microcephala* como la especie más abundante, seguida de *Prosopis glandulosa*; la especie que presentó mayor valor de dominancia y frecuencia fue *P. glandulosa*, lo cual incide en el IVI , siendo la especie que presenta el valor más alto. Se obtuvo un valor de $D_{Mg}=2.29$ para riqueza de especies y un índice de diversidad de $H'=1.87$.

Capítulo VI. En este penúltimo capítulo se abordan las conclusiones generales que se obtuvieron de toda la investigación; donde se destacan las más importantes y relevantes conclusiones obtenidas. Además, en este apartado se

cita bibliografía para comparar las conclusiones generales con otros trabajos de investigación.

LITERATURA CITADA

Arriaga, L., A. E. Castellanos V., E. Moreno y J. Alarcón. 2004. Potential ecological distribution of alien invasive species and risk assessment: A case study for buffel grass in arid regions of Mexico. *Conservation Biology*. 18: 1504-1514.

Arriaga, L. 2009. Implicaciones del cambio de uso de suelo en la biodiversidad de los matorrales xerófilos: un enfoque multiescalar. *Investigación Ambiental "Ciencia y Política Pública"*. Vol. 1, Num 1. México 7 y 8 pp.

Bourgeron, P. 1983. Spatial Aspects of Vegetation Structure. In *Tropical Rain Forest Ecosystems: Structure and Function*. Elsevier Science Publishing Company. Ámsterdam, Netherlands. 29-47 pp.

Correa, J. B. 1996. Evaluación y Cuantificación de los Cambios del Uso del Suelo Mediante Imágenes de Satélite en los Municipios de Linares y Hualahuises, N.L. Tesis Profesional. Fac. de Ciencias Forestales., U.A.N.L., México. 47 p.

Diamond, D., Riskind, D. and Orzell, S. 1987. A framework for plant community classification and conservation in Texas. *Texas Journal of Science*. 39: 202-221.

Foroughbakhch, R. y Peñaloza, R. 1988. Introducción de 10 especies forestales en el matorral del Noreste de México. *Reporte Científico No. 8*, Facultad de Ciencias Forestales, U.A.N.L., Linares, N. L. México. 33 p.

Foroughbakhch, R., J. L. Hernández, M. A. Alvarado, E. Céspedes, A. Rocha y M. L. Cárdenas. 2009. Leaf biomass determination on woody shrub species in semiarid zones. *Agroforest Syst* 77:181–192.

Heiseke, D. y Foroughbakhch, R. 1985. El matorral como recurso forestal: evaluación de 2 tipos de matorral en la región de Linares, N. L. *Reporte*

- Científico No. 1, Facultad de Ciencias Forestales, U.A.N.L., Linares, N. L. México. 33 p.
- Gómez, A. 2000. Evaluación de áreas forestales de matorral utilizando un inventario multifásico. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias Forestales, U.A.N.L., Linares, N. L. México. 62 p.
- González, M. 1985. El límite sur de la provincia biótica tamaulipeca. II Simposio Internacional sobre la provincia biótica tamaulipeca, U.A.T. y U.N.A.M., Resúmenes. 7 p.
- González, H., Cantú, I., Gómez, M. & Ramírez, R. 2004. Plant water relations of thornscrub shrub species, north-eastern Mexico. *Journal of Arid Environments*. 58:483-503.
- Granados-Sánchez, D. y A. Sánchez-González. 2003. Clasificación fisonómica de la vegetación de la Sierra de Catorce, San Luis Potosí, a lo largo de un gradiente altitudinal. *Terra* 21: 321-332.
- Jiménez, J., Alanís, E., Ruiz, J.L., González, M.A., Yerena, J.I. & Alanís, G.J. 2012. Diversidad de la regeneración leñosa del matorral espinoso tamaulipeco con historial agrícola en el NE de México. *Ciencia UANL*. 15(2):66-71.
- Jurado, E. y Reid, N. 1989. Influencia de factores edáficos, topográficos y perturbaciones sobre el matorral espinoso tamaulipeco en Linares, N.L. Reporte Científico No. 10, Facultad de Ciencias Forestales, U.A.N.L., Linares, N. L. México. pp 4-5, 17-18.
- Marroquín, S. J., G. L. Borja, R. C. Velázquez y C. J. A. Cruz. 1981. Estudio ecológico dasonómico de las zonas áridas del norte de México. Publicación especial 2. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales. México, D. F.

- Miranda, F. H. E. 1964. Las zonas áridas del centro y noroeste de México y el aprovechamiento de sus recursos. Instituto Mexicano de Recursos Naturales Renovables. México, D. F.
- Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G. y Robles P. 1997. Megadiversidad, los países biológicamente más ricos del mundo. CEMEX, México. 501 p.
- Navone, S. y E. Abraham. 2006. State and trends of the world's deserts. En: Ezcurra, E. (ed.). *Global Deserts Outlook*. UNEP. Nairobi, Kenia. pp. 73-88.
- Nellemann, C. 2001. GLOBIO - Global methodology for mapping human impacts on the biosphere. UNEP, Nairobi, Kenia.
- Ramamoorthy, T.P., Bye, R., Lot, A. and Fa, J. 1993. Biological diversity of Mexico: origins and distribution. Oxford University Press, New York.
- Rodríguez-Trejo, D.A. and Myers, R.L. 2010. Using oak characteristics to guide fire regime restoration in mexican pine-oak and oak forests. *Ecological Restoration*. 28(3):303-323.
- Rzedowski, J. 1979. Vegetación de México. Editorial Limusa. México. 432 p.
- Rzedowski, J. y G. Calderón, 1988. Dos nuevas localidades de *Larrea tridentata* (Zygophyllaceae) en el Centro de México y su interés fitogeográfico. *Acta Botánica Mexicana*. (1): 7-9.
- Rzedowski, J. 2006. Vegetación de México. 1ra. Edición digital. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México. 255 p.
- SAGARPA. 2006. Programa sectorial de agricultura, ganadería, desarrollo rural, pesca y alimentación. 2001-2006. 26.
- SAGARPA. 2009. Nuevo León: Agenda de innovación agroindustrial. 30.

- Sánchez-González, A. y D. Granados-Sánchez. 2003. Ordenación de la vegetación de la Sierra de Catorce a lo largo de gradientes ambientales. *Terra* 21: 311-319.
- Sosa, V. y Dávila P. 1994. Una Evaluación del Conocimiento Florístico de México. *Annals of the Missouri Botanical Garden*. Vol. 81, No. 4 (1994), pp. 749-757.
- Treviño, J. 1997. Análisis de las contribuciones al conocimiento de la vegetación de Tamaulipas. Tesis de Licenciatura, Instituto Tecnológico de Cd. Victoria. México. 16 p.
- Trombulak, S.C. y C.A. Frissell. 2000. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology*. 14: 18-30.

CAPÍTULO II

ESTRUCTURA, COMPOSICIÓN FLORÍSTICA Y DIVERSIDAD DEL MATORRAL ESPINOSO TAMAULIPECO, MÉXICO

STRUCTURE, FLORISTIC COMPOSITION AND DIVERSITY IN THE TAMAULIPAN THORNSCRUB, MEXICO



Fotografía tomada en el Matorral Escuela de la Facultad de Ciencias Forestales de la U.A.N.L. Matorral Espinoso Tamaulipeco con 29 años sin perturbación.

ESTRUCTURA, COMPOSICIÓN FLORÍSTICA Y DIVERSIDAD DEL MATORRAL ESPINOSO TAMAULIPECO, MÉXICO

STRUCTURE, FLORISTIC COMPOSITION AND DIVERSITY IN THE TAMAULIPAN THORNSCRUB, MEXICO

Resumen

La presente investigación tuvo la finalidad de evaluar la composición y la diversidad de las especies arbóreas y arbustivas de un área de referencia del matorral espinoso tamaulipeco (MET). Se establecieron cuatro sitios de muestreo de 40 x 40 m en un área del MET, donde se realizó un censo de todos los individuos ($d_{0.10\text{ m}} > 5\text{ cm}$). Se registró información dasométrica de altura (h), diámetro ($d_{0.10\text{ m}}$) y cobertura de copa. Se determinaron las variables estructurales de abundancia (AR_i), dominancia (DR_i), frecuencia (FR_i) e Índice de Valor de Importancia (IVI), así como la estimación del índice de riqueza de Margalef (D_{Mg}) y el índice de diversidad de Shannon-Weaver (H'). Se registraron 21 especies, distribuidas en 20 géneros y 14 familias. La familia con mayor riqueza fue *Fabaceae*, con siete especies. La comunidad vegetal estudiada se integra principalmente de las especies *Acacia amentacea*, *Diospyros texana* y *Havardia pallens*, cuyos respectivos índices de valor de importancia fueron 24.94 %, 15.57 % y 13.01 %. Para la comunidad estudiada se registró un valor de H' de 1.94 y un valor de D_{Mg} de 2.0.

Palabras clave: riqueza de especies, índice de valor de importancia, índice de Margalef, índice de Shannon-Wiener, Nuevo León, variables estructurales.

Abstract

This research aimed to evaluate the structure, floristic composition and diversity of tree and shrub species of a reference community of Tamaulipan thornscrub (MET). We recorded the total number of trees ($d_{0.10\text{ m}} > 5\text{ cm}$) in four 40 x 40 m sampling sites. Height (h), diameter ($d_{0.10\text{ m}}$) and canopy cover were recorded, and abundance (AR_i), dominance (DR_i), frequency (FR_i), Importance Value Index (IVI),

Margalef index (D_{Mg}), Shannon-Weaver index (H') were calculated. There were in total 21 species, distributed in 20 genus and 14 families. Fabaceae was the most speciose family, with seven species. The most common species in the community were *Acacia amentacea* ($IVI = 24.94 \%$), *Diospyros texana* (15.57%) and *Havardia pallens* (13.01%). The studied community has a diversity index of $H' = 1.94$ and Margalef species richness of $D_{Mg} = 2.0$.

Key words: species richness, importance value index, Nuevo León, structural variables.

Introducción

La estructura y la diversidad son, junto con la densidad, características importantes para la descripción cuantitativa de cualquier rodal de vegetación. La diversidad es un concepto que abarca diferentes interpretaciones, como la diversidad dimensional y estructural, aunque en su versión más simple se emplea como sinónimo de diversidad de especies. La estructura de una comunidad vegetal hace referencia, entre otras cosas, a la distribución de las principales características arbóreas en el espacio, teniendo especial importancia la distribución de las diferentes especies y la distribución de las mismas por clases de tamaño (Gadow *et al.*, 2007).

Las especies arbóreas y arbustivas del matorral espinoso tamaulipeco presentan valores altos de riqueza específica ($S = 32$) y densidad ($> 16,983$ ind/ha) respecto a otros matorrales del noreste de México (Heiseke y Foroughbakhch, 1985; Alanís *et al.*, 2008; González *et al.*, 2010; Jiménez *et al.*, 2009). En este tipo de ecosistema la ganadería extensiva a gran escala ha sido practicada durante los últimos años (Foroughbakhch *et al.*, 2009). Actualmente, las actividades productivas más comunes son la ganadería (intensiva y extensiva) y la agricultura de temporal (Jiménez *et al.*, 2012). Con estas actividades se ha tenido como resultado la pérdida de la calidad y el número de especies forrajeras, seguida de una reducción de la capa vegetal que cubre y protege el suelo (González *et al.*, 2004).

Recientemente se han realizado investigaciones que generan información fitosociológica y dasométrica de las especies arbóreas y arbustivas que se regeneran en el MET después de las principales perturbaciones, con el objetivo de evaluar cómo son las comunidades vegetales resultantes desde el punto de vista de su composición (Alanís *et al.*, 2008; Jiménez *et al.*, 2009; Jiménez y Alanís, 2012; Jiménez *et al.*, en prensa). Estas investigaciones son importantes para evaluar el estado post-perturbación de las áreas regeneradas, pero hace falta tener una comunidad de referencia para diseñar adecuadamente programas de restauración ecológica. El empleo de este tipo de información se ha incrementado entre los científicos, técnicos y gestores de sistemas naturales, ya que es el punto de partida para la correcta toma de decisiones en programas de restauración ecológica (Alanís *et al.*, 2011; Jiménez *et al.*, 2012).

Según la Sociedad de Restauración Ecológica (Society for Ecological Restoration, 2006), un ecosistema de referencia es un ecosistema verdadero o su modelo conceptual que se usa para establecer metas y planear un proyecto de restauración, y más adelante, para evaluarlo. El concepto de sistema de referencia debe representar un esquema de desarrollo avanzado que se encuentra en algún punto de la trayectoria ecológica deseada del ecosistema que se restaurará (Clewell *et al.*, 2004).

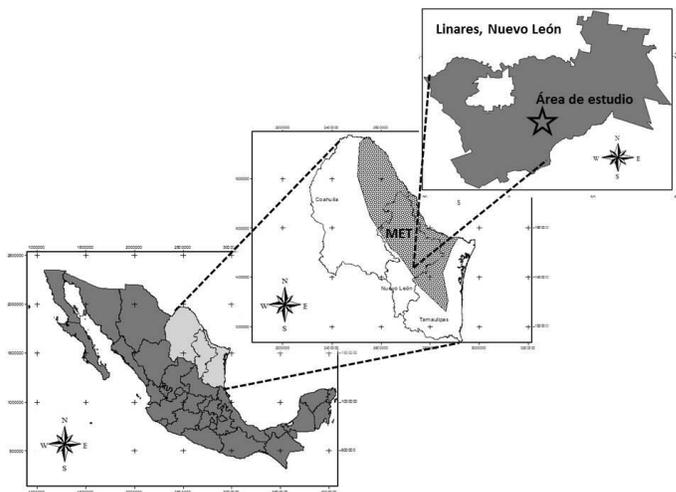
La investigación tuvo como objetivo caracterizar el componente arbóreo y arbustivo (≥ 5 cm de diámetro) de una comunidad de referencia en el matorral espinoso tamaulipeco, mediante: 1) Índice de riqueza de Margalef, 2) índice de diversidad de Shannon-Weaver) y 3) las variables estructurales de abundancia (AR_i), dominancia (área de copa o cobertura) (DR_i), frecuencia (FR_i), así como el índice de valor de importancia (IVI) para cada especie.

Materiales y Métodos

La presente investigación se desarrolló en el Matorral-Escuela de la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad Autónoma de Nuevo León (Figura 1) en el municipio de Linares, Nuevo León (Noreste de México). Las coordenadas de

ubicación son 24° 46' 56.7" de latitud, y 99° 31' 34.3" de longitud, con una altitud de 366 msnm.

Figura 1. Localización de una comunidad de referencia de matorral espinoso tamaulipeco en el estado de Nuevo León, México.



Para cumplir con el objetivo planteado, se seleccionó un área del MET que no tuviera registro histórico de ninguna actividad productiva que implicara la remoción total de la vegetación (matarrasa), agricultura o establecimiento de pastos para consumo del ganado, entre otras. El área seleccionada se encuentra delimitada por un cerco perimetral desde hace 28 años (1984-2012), donde se tiene la certeza que no se han desarrollado actividades que hayan causado algún tipo de perturbación. En el verano del año 2012 se establecieron cuatro sitios de muestreo distribuidos aleatoriamente. Las dimensiones de los sitios de muestreo fueron de 40 x 40 m (1600 m²).

En los sitios de muestro se realizó un censo de todas las especies arbóreas y arbustivas ($d_{0.10\text{ m}} > 5\text{ cm}$). A cada individuo se le hicieron mediciones dasométricas de altura total (h), diámetro ($d_{0.10\text{ m}}$) y diámetro de copa. La medición del diámetro se efectuó a 0.10 m sobre el suelo, siendo una medida estándar empleada para especies arbóreas y arbustivas del MET (Gómez, 2000; Alanís *et al.*, 2008; Jiménez y Alanís, 2012).

Para cada especie se determinó su abundancia, de acuerdo con el número de árboles, su cobertura, en función del área de copa, y su frecuencia con base en su presencia en los sitios de muestreo. Las variables relativizadas se utilizaron para obtener un valor ponderado a nivel de taxón denominado Índice de Valor de Importancia (IVI), que adquiere valores porcentuales en una escala de 0 a 100 (Mostacedo y Fredericksen, 2000).

Para evaluar la contribución estructural de las especies en la comunidad de estudio se utilizó la estimación de las siguientes variables estructurales: abundancia, cobertura, frecuencia e índice de valor de importancia. Las fórmulas para estos cálculos se describen a continuación.

$$A_i = N_i / E$$

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

dónde A_i es la abundancia absoluta, AR_i es la abundancia relativa de la especie i respecto a la abundancia total, N_i es el número de individuos de la especie i , y E la superficie de muestreo (ha).

La cobertura relativa se evaluó mediante:

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

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

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

La frecuencia relativa se obtuvo con la siguiente ecuación:

$$F_i = P_i / NS$$

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

dónde F_i es la frecuencia absoluta, FR_i es la frecuencia relativa de la especie i respecto a la suma de las frecuencias, P_i es el número de sitios en el que está presente la especie i y NS el número total de sitios de muestreo. Cabe notar que como sólo se usaron cuatro parcelas de muestreo, la frecuencia tiene una baja capacidad de discriminación entre la especies respecto a esta variable estructural.

El índice de valor de importancia (IVI) se define como (Whittaker, 1972; Moreno, 2001):

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

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

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

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

$$p_i = n_i / N$$

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

Resultados y Discusión

Se registraron 21 especies arbóreas y arbustivas, distribuidas en 20 géneros y 14 familias (Tabla 1). La familia más rica en especies fue *Fabaceae* con siete especies (*Parkinsonia texana*, *Prosopis laevigata*, *Acacia amentacea*, *Acacia farnesiana*, *Ebenopsis ebano*, *Eysenhardtia polystachya* y *Havardia pallens*), de

las cuales *Acacia amentacea* fue la que presentó los valores mayores de abundancia relativa y cobertura relativa. Sin embargo, *Diospyros texana* fue la especie con mayor densidad relativa entre todas las especies presentes, con un valor mayor al reportado por Jiménez y Alanís (2012), pero menor que el reportado por Canizales *et al.* (2009). Cabe mencionar que estas investigaciones tenían otros objetivos y analizaron a todos los individuos > 1 cm de diámetro, mientras que para el presente estudio solamente se registraron todos los individuos > 5 cm de diámetro, por lo que los resultados no son completamente comparables. Jiménez *et al.* (2012) registraron una cantidad menor de riqueza especies en un MET en el noreste de México con historial agrícola.

Tabla 1. Nombre científico, nombre común, familia y forma de crecimiento de las especies presentes en el área de estudio.

Nombre científico	Nombre común	Familia	Forma de crecimiento
<i>Acacia amentacea</i> DC.	Gavia	Fabaceae	Arbustiva
<i>Acacia farnesiana</i> (L.) Willd.	Huizache	Fabaceae	Arbustiva
<i>Ebenopsis ebano</i> (Berland.) Barneby & J.W. Grimes	Ébano	Fabaceae	Árborea
<i>Eysenhardtia polystachya</i> (Ortega) Sarg.	Vara dulce	Fabaceae	Arbustiva
<i>Havardia pallens</i> (Benth.) Britton & Rose	Tenaza	Fabaceae	Árborea
<i>Parkinsonia texana</i> (A. Gray) S. Watson	Palo verde	Fabaceae	Árborea
<i>Prosopis laevigata</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.) M.C. Johnst.	Mezquite	Fabaceae	Árborea
<i>Helietta parvifolia</i> (A. Gray) Benth.	Barreta	Rutaceae	Arbustiva
<i>Zanthoxylum fagara</i> (L.) Sarg.	Colima	Rutaceae	Arbustiva
<i>Bernardia myricifolia</i> (Scheele) Benth. & Hook. f.	Oreja de ratón	Euphrobiaceae	Arbustiva
<i>Castela texana</i> (Torr. & A. Gray) Rose	Chaparro amargoso	Simaroubaceae	Arbustiva
<i>Celtis pallida</i> Torr.	Granjeno	Cannabaceae	Arbustiva
<i>Condalia hookeri</i> M.C. Johnst.	Brasil	Rhamnaceae	Árborea
<i>Cordia boissieri</i> A. DC.	Anacahuita	Boraginaceae	Árborea
<i>Diospyros texana</i> Scheele	Chapote blanco	Ebenaceae	Árborea
<i>Forestiera angustifolia</i> Torr.	Panalero	Oleaceae	Arbustiva
<i>Leucophyllum frutescens</i> (Berland.) I.M. Johnst.	Cenizo	Scrophulariaceae	Arbustiva
<i>Guaiacum angustifolium</i> Engelm.	Guayacan	Zygophyllaceae	Arbustiva
<i>Randia rhagocarpa</i> Standl.	Cruceto	Rubiaceae	Arbustiva
<i>Sideroxylon celastrinum</i> (Kunth) T.D. Penn.	Coma	Sapotaceae	Árborea

La cobertura fue de 13,973 m² ha⁻¹, lo que indica una cobertura superior al 100% y por lo tanto una considerable sobreposición de las copas. La especie que presentó mayor cobertura fue *Acacia amentacea*, con 7,635 m² ha⁻¹, equivalente a 54.6% del total de la cobertura de la comunidad. Las especies que le siguieron fueron *Diospyros texana* y *Cordia boissieri*, con 14.9% y 9.2%, respectivamente.

A nivel específico fue *Acacia amentacea* (IVI = 26.94%) el taxón que presentó un IVI más elevado, mientras que la segunda y la tercera especie con mayor importancia fueron *Diospyros texana*, con 15.57%, y *Havardia pallens*, con 13.01%. (Tabla 2). Jiménez *et al.* (2009) reportaron a *Bernardia myricaefolia* y *Eysenhardtia texana* como las especies con mayor peso ecológico (IVI) en un MET con historial de ganadería extensiva; los mismos autores reportan en el mismo estudio a *Diospyros texana* y *Acacia farnesiana* con mayor peso ecológico (IVI) en un MET con historial de agricultura. El presente estudio difiere del de Jiménez *et al.* (2009), en el que se evaluó la misma comunidad, pero con diferentes tipos y niveles de perturbación.

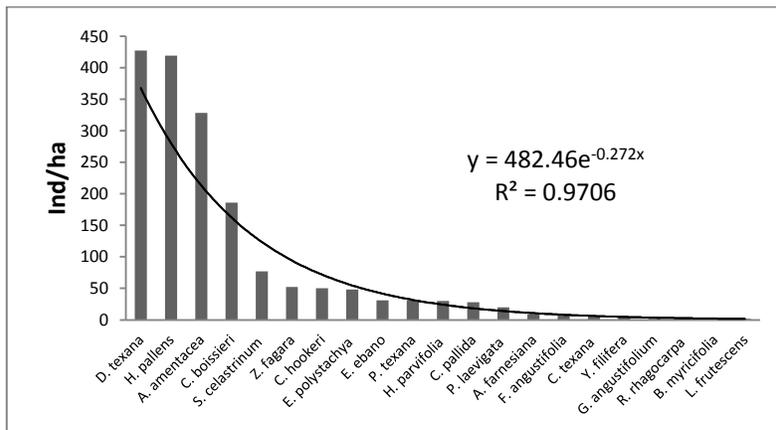
Tabla 2. Densidad, cobertura, frecuencia e Índice de Valor de Importancia (IVI) de las especies presentes en una comunidad de referencia de matorral espinoso tamaulipeco.

Nombre científico	Abundancia		Dominancia		Frecuencia	IVI
	(ind./ha)	rel	(m ² /ha)	rel		
<i>Acacia amentacea</i>	328	18.61	7635.72	54.65	7.55	26.94
<i>Acacia farnesiana</i>	9	0.53	60.21	0.43	3.77	1.58
<i>Ebenopsis ebano</i>	31	1.77	62.24	0.45	1.89	1.37
<i>Eysenhardtia polystachya</i>	48	2.75	223.61	1.60	7.55	3.96
<i>Havardia pallens</i>	419	23.75	1077.82	7.71	7.55	13.00
<i>Parkinsonia texana</i>	31	1.77	249.79	1.79	5.66	3.07
<i>Prosopis laevigata</i>	20	1.15	33.71	0.24	1.89	1.09
<i>Helietta parvifolia</i>	30	1.68	131.13	0.94	5.66	2.76
<i>Zanthoxylum fagara</i>	52	2.92	217.96	1.56	7.55	4.01
<i>Bernardia myricifolia</i>	2	0.09	11.79	0.08	1.89	0.69
<i>Castela texana</i>	5	0.27	3.69	0.03	1.89	0.73

<i>Celtis pallida</i>	28	1.60	76.34	0.55	3.77	1.97
<i>Condalia hookeri</i>	50	2.84	446.79	3.20	7.55	4.53
<i>Cordia boissieri</i>	186	10.55	1292.69	9.25	7.55	9.12
<i>Diospyros texana</i>	427	24.20	2088.56	14.95	7.55	15.56
<i>Forestiera angustifolia</i>	8	0.44	44.03	0.32	3.77	1.51
<i>Leucophyllum frutescens</i>	2	0.09	5.15	0.04	1.89	0.67
<i>Guaiacum angustifolium</i>	3	0.18	3.54	0.03	1.89	0.70
<i>Randia rhagocarpa</i>	3	0.18	3.89	0.03	1.89	0.70
<i>Sideroxylon celastrinum</i>	77	4.34	289.76	2.07	7.55	4.65
<i>Yucca filifera</i>	5	0.27	14.82	0.11	3.77	1.38
	1763	100	13973	100	100	100

Los modelos paramétricos son modelos matemáticos que describen de forma gráfica la relación entre la abundancia y las especies ordenadas en categorías de la más a la menos abundante (Villareal, *et al.* 2006). La distribución de diversidad–dominancia del estudio corresponde al modelo paramétrico de series logarítmicas, donde se aprecia que hay un pequeño número de especies abundantes y una gran proporción de especies poco abundantes, lo que determina que las curvas sean como una jota invertida (Figura 2).

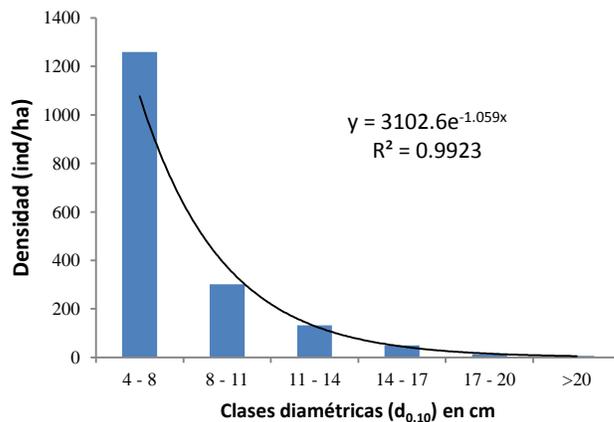
Figura 2. Modelo paramétrico de distribución dominancia-diversidad.



La figura 3 muestra la densidad de individuos por hectárea de acuerdo con las clases diamétricas registradas en el estudio. Se observa una línea de tendencia exponencial negativa en la densidad de individuos conforme aumentan sus diámetros, siendo la clase 4-8 cm de diámetro la que presentó mayor número de individuos (1259 ind./ha). Esto indica que hay un gran número de individuos en las

clases diamétricas menores, mostrando que el área se encuentra en un estado de regeneración activo. Caso contrario, hubo un pequeño número de individuos (19 ind./ha) con diámetros > 17 cm. Esta información concuerda con Jiménez *et al.* (2012).

Figura 3. Densidad de individuos de acuerdo a clases diamétricas en el área de estudio.



Diversidad

La riqueza específica fue de 21 especies; el índice de Margalef (D_{Mg}) registró un valor de 2.26 y el índice de Shannon-Weaver fue de 1.94. Estos valores superan a los reportados por Alanís *et al.* (2008), quienes registraron un valor inferior del índice de Margalef (D_{Mg}), y muy similar en diversidad (H'), al evaluar el MET con cuatro tipos de perturbación agropecuaria (matarrasa (remoción total de la vegetación), ganadería intensiva, ganadería extensiva y agricultura). González *et al.* (2010), Jiménez y Alanís (2012) y Jiménez *et al.* (en prensa), quienes evaluaron áreas del MET con historial de uso productivo, reportan valores superiores a los presentados en este estudio. Una posible explicación de que los valores registrados en el estudio sean menores con respecto a los reportados en las investigaciones mencionadas, es que el ecosistema evaluado se encuentra en un estado más maduro, donde se encuentran ocupados los espacios y no existen condiciones para que se establezcan otras especies o nuevos individuos.

Conclusiones

De acuerdo con los resultados obtenidos en la presente investigación, se destacan las siguientes conclusiones: 1) la comunidad estudiada presenta una riqueza específica y diversidad similar a comunidades con 20 años de regeneración post-silvoagropecuario, 2) presenta un estado de regeneración activo debido a la abundancia de individuos en las clases diamétricas menores, 3) la distribución de diversidad–dominancia muestra que existe un pequeño número de especies abundantes y una gran proporción de especies poco abundantes y 4) las especies con mayor importancia por su contribución estructural a la comunidad son *Acacia amentacea*, *Diospyros texana* y *Havardia pallens*. La investigación generó información cuantitativa de una comunidad madura de referencia del MET, la cual servirá como base para elaborar futuros programas de manejo, restauración y rehabilitación de este ecosistema.

Agradecimientos

A la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad Autónoma de Nuevo León, por todas las facilidades otorgadas para el establecimiento y desarrollo de la investigación. Al equipo de trabajo del laboratorio de carbono de la Facultad de Ciencias Forestales y en especial a los compañeros José Ángel Sigala, Yazmin Hailen Ugalde, Román Ramírez y Alejandro Roblero, por su apoyo incondicional en el levantamiento de datos en campo. El proyecto fue financiado parcialmente por el proyecto PROMEP/103.5/12/3585.

Literatura citada

- Alanís E., Jiménez J., Aguirre O., Treviño E., Jurado E. & González M. 2008. Efecto del uso del suelo en la fitodiversidad del matorral espinoso tamaulipeco. *Ciencia UANL*. 11(1):56-62.
- Alanís E., Jiménez J., Valdecantos A., Pando M., Aguirre O. & Treviño E.J. 2011. Caracterización de regeneración leñosa post-incendio de un ecosistema

templado del Parque Ecológico Chipinque, México. Revista Chapingo serie Ciencias Forestales y del Ambiente. 17:31-39.

Canizales P. A., Alanís E., Aranda R., Mata J.M., Jiménez J., Alanís G., Uvalle J. I. & Ruíz M.G. 2009. Caracterización estructural del matorral submontano de la Sierra Madre Oriental, Nuevo León. Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente.15 (2):115-120.

Clewell A., Aronson J. & Winterhalder K. 2004. Principios de SER International sobre la restauración ecológica. Sociedad Internacional para la restauración ecológica. Tucson, Arizona, Estados Unidos de América. 6 pp.

Foroughbakhch R., Hernández P.J., Alvarado V.M., Céspedes C.E., Rocha E.A. & Cárdenas M.L. 2009. Leaf biomass determination on woody shrub species in semiarid zones. Agroforestry Systems.77:181–192.

Gadow K.V., Sánchez O.S. & Álvarez J.G. 2007. Estructura y Crecimiento del Bosque. Universidad de Göttingen, Alemania. 287 pp

Gómez A. 2000. Evaluación de áreas forestales de matorral utilizando un inventario multifásico. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León, Linares, Nuevo León, México. 62 pp.

González H., Cantú I., Gómez M. & Ramírez R. 2004. Plant water relations of thornscrub shrub species, north-eastern Mexico. Journal of Arid Environments. 58:483-503.

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

Heiseke D. & Foroughbakhch R. 1985. El matorral como recurso forestal. Reporte científico No. 1. Facultad de Silvicultura y Manejo de Recursos Renovables. Universidad Autónoma de Nuevo León. Linares, 31 pp.

- Jiménez J., Alanís E., Aguirre O.A., Pando M. & González M.A. 2009. Análisis sobre el efecto del uso del suelo en la diversidad estructural del matorral espinoso tamaulipeco. *Maderas y Bosques*. 15(3):5-20.
- Jiménez J. & Alanís E. 2012. Situación actual de los recursos forestales maderables en la región citrícola. Región Citrícola de Nuevo León: Su complejidad territorial en el marco global.*
- Jiménez J., Alanís E., González M.A., Aguirre O.A., Treviño E.J. & Canizales P.A. En prensa. Characterizing woody species regeneration in areas with different land history tenure in the Tamaulipan Thornscrub, Mexico. *The Southwestern Naturalist*.
- Jiménez J., Alanís E., Ruiz J.L., González M.A., Yerena J.I. & Alanís G.J. 2012b. Diversidad de la regeneración leñosa del matorral espinoso tamaulipeco con historial agrícola en el NE de México. *Ciencia UANL*. 15(2):66-71.
- Magurran A.E. 2004. *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Science. Oxford, UK. 256 pp.
- Moreno C.E. 2001. *Métodos para medir la biodiversidad. Manual y tesis SEA*. Editado por Cooperación Iberoamericana (CYTED), Unesco (Orcyt) y SEA. Vol. 1. Pachuca, Hidalgo, México. 83 pp.
- Mostacedo B. & Fredericksen T.S. 2000. *Manual de métodos básicos de muestreo y análisis en ecología vegetal*. Editora El País, Santa Cruz, Bolivia. 87 pp.
- Shannon C. 1948. The mathematical theory of communication. En: *The mathematical theory of communication*. Shannon C.E. & Weaver W. (Ed). Univ. of Illinois Press Urbana. p. 29-125.
- Society for Ecological Restoration (SER). 2006. *International y la International Union for Conservation of Nature and Natural Resources – IUCN*.

Villareal, H.; Álvarez, M.; Córdoba, S.; Escobar, F.; Fagua, G.; Gast, F.; Mendoza, H.; Ospina, M. & Umaña, A.M. 2006.- Métodos para el análisis de datos: una aplicación para resultados provenientes de caracterizaciones de biodiversidad: 191 (en) *Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Bogotá. Colombia.

Whittaker, R.H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon* 21: 213–251.

CAPÍTULO III

CARACTERIZACIÓN ESTRUCTURAL DE UN ECOSISTEMA DE REFERENCIA DEL MATORRAL ESPINOSO TAMAULIPECO EN EL NORESTE



Fotografía tomada en el Matorral Escuela de la Facultad de Ciencias Forestales de la UANL. Área 29 años sin perturbación, con cercado de exclusión.

Caracterización estructural de un ecosistema de referencia del Matorral Espinoso Tamaulipeco en el noreste

RESUMEN

En el Matorral Espinoso Tamaulipeco (MET) se han evaluado comunidades vegetales regeneradas en cuanto a su composición; sin embargo, no se cuenta con la información de áreas sin alteración o escasamente alteradas que sirvan de referencia para establecer programas de restauración. La presente investigación evaluó la estructura de un ecosistema de referencia del MET. Se ubicó un área del MET sin registro de actividad productiva en un periodo de 28 años y sin registro histórico de la remoción total de la vegetación. Se establecieron cuatro sitios de muestreo de 40 x 40 m (1600 m²) en un área con iguales condiciones de vegetación. A todos los individuos arbóreos y arbustivos ($d_{0.10} \geq 5\text{cm}$) se les midió el diámetro de copa y la altura total, además de la ubicación mediante la distancia y azimut con respecto al centro del sitio de muestreo. Los resultados de los índices fueron, *Uniformidad de Gadow*, $Wi=0.58 \pm 0.22$; *Mezcla de especies*, $Mi=0.62 \pm 0.31$ y de *diferenciación dimensional*; diámetro $Uid=0.50 \pm 0.018$ y de *altura*, $Uih=0.58 \pm 0.34$. Los resultados indican que la estructura de las cuatro áreas son altamente homogéneas en diferenciación dimensional; los valores de Uniformidad de Gadow indican una distribución con tendencia a la aleatoriedad y en la mezcla de especies dos sitios presentaron vecindad con tres o cuatro individuos, mientras que los dos sitios restantes presentaron vecindad con uno o dos individuos diferentes respecto a él.

Palabras clave: Diferenciación dimensional, distribución espacial, restauración ecológica, mezcla de especies, uniformidad de Gadow.

Abstrac

We evaluated the composition of plant communities in a regenerated area of the Tamaulipan Thornscrub (MET), Nevertheless, there is no information of areas without disturbance or alteration to use them as a reference for the establishment

of restoration programs. This research evaluated the structure of a reference ecosystem MET. The evaluated area had no productive activities or removal of vegetation for at least 28 years. Four sampling sites of 40 x 40 m (1600 m²) were established in an area with similar vegetation conditions. Crown diameter, total height, and location (using the distance and azimuth) were measured for every tree and shrub ($\geq d0.10$ 5cm). The results were the Gadow Uniformity Index, $Wi = 0.58 \pm 0.22$; the mixture of species index, $Mi = 0.62 \pm 0.31$ and dimensional differentiation Index; diameter $Uid = 0.50 \pm 0.018$ and height, $UIH = 0.58 \pm 0.34$. The results indicate that the structure of the four areas is highly homogeneous in dimensional differentiation; values of Gadow Uniformity Index indicate a tendency to randomness and the mixture of species of two sites showed vicinity with three or four individuals, whereas remaining two sites had vicinity with one or two different individuals.

Key works: Differentiation dimensional, spatial distribution, ecological restoration, mixture of species, Gadow uniformity index.

INTRODUCCIÓN

Una manera de estimar la condición de los ecosistemas en un momento determinado y su evolución en el tiempo ha sido mediante la caracterización de su estructura (Gadow *et al.*, 1998). Para ello, se consideran índices estructurales y variables dasométricas que incluyen diámetro, altura, área basal, densidad, entre otras, logrando con esto una mejor descripción (Aguirre *et al.*, 2003a). La caracterización de la estructura de los ecosistemas forestales constituye una condición inicial para la toma de decisiones sobre el manejo sustentable de los recursos naturales (Aguirre *et al.*, 2003b).

Tres elementos importantes son considerados por Jiménez *et al.*, (2001) para definir los atributos estructurales de una comunidad vegetal, siendo estos: la diversidad de especies, la diferenciación dimensional y la distribución espacial, los cuales son importantes en la planeación del manejo de ecosistemas forestales. La estructura de un ecosistema hace referencia a la distribución de las principales

características arbóreas en el espacio, teniendo especial importancia la distribución de las diferentes especies y la distribución de las mismas por clases de dimensión (Gadow *et al.*, 2007).

La estructura espacial de una masa es una característica que debe considerarse para una correcta planificación de los recursos naturales. Aunque habitualmente se suele asociar con la distribución de frecuencias del número de árboles por especie y tamaños, en muchos casos el uso exclusivo de estas distribuciones no es suficiente para describir la estructura espacial de una masa (Alanís, 2008).

A nivel mundial existe suficiente literatura sobre la estructura de ecosistemas forestales, Mani y Parthasarathy (2006), Vorcák *et al.* (2006), Mason *et al.* (2007), León *et al.* (2009), Zenteno y López (2010), Noy – Mier *et al.* 2012 y Espinosa *et al.* (2012), en su mayoría se encuentran enfocados a ecosistemas tropicales. En México, los ecosistemas más estudiados también son los de tipo tropical. Durán *et al.* (2006), Van *et al.* (2006), González *et al.* (2006), Castellanos *et al.* (2008), Navar y González (2009) y Olvera y Figueroa (2012). Después de los ecosistemas tropicales, los ecosistemas templados son los más estudiados, encontrando estudios como los de González *et al.* (2007), González *et al.* (2008), Castellanos *et al.* (2010), Alanís *et al.* (2011), Alanís (2012) y Ávila *et al.* (2012). De manera general, los matorrales han sido escasamente evaluados en México y en el mundo.

El matorral espinoso tamaulipeco (MET), con una superficie de 200,000 km² del noreste de México al sur de Texas (Estados Unidos de América), se considera un tipo de vegetación semiárido-subtropical, localizado dentro de la Provincia de la Planicie Costera del Golfo Norte, constituido por especies deciduas y siempre verdes o perennes, con un amplio rango de patrones de crecimiento, diversidad en la longevidad foliar, dinámicas de crecimiento y de contrastantes desarrollos fenológicos (González y Cantú, 2001). Los matorrales del noreste de México son utilizados para la obtención de productos para la construcción de cercas y para la elaboración de implementos agrícolas, además de la extracción de leña, producción de carbón y la utilización de sus superficies para el establecimiento de

áreas de cultivo y de pastoreo (Correa, 1996). El MET posee una diversidad bastante densa de 15,000 a 21,000 individuos/ha de especies arbóreas arbustivas, y constituye una tercera parte de la diversidad de la flora leñosa, la cual aprovecha la población rural para el uso tradicional silvoagropecuario, así como fuente de alimentación, combustible, herbolaria, construcción de muebles rústicos, productos artesanales y construcción de casas rurales (Foroughbakhch *et al.*, 2009).

Recientemente se han realizado investigaciones que generan información fitosociológica y dasométrica de las especies arbóreas y arbustivas que regeneran en el MET después de las principales perturbaciones, con el objetivo de evaluar cómo son las comunidades vegetales resultantes desde el punto de vista de su composición (Alanís *et al.*, 2008; Jiménez *et al.*, 2009; Jiménez y Alanís, 2012; Jiménez *et al.*, 2012a). Estas investigaciones son importantes para evaluar cómo se encuentran las áreas regeneradas post-perturbación. El empleo de este tipo de información se ha incrementado entre los científicos, técnicos y gestores de sistemas naturales, ya que es el punto de partida para la correcta toma de decisiones dentro de los programas de restauración ecológica (Alanís *et al.*, 2011; Jiménez *et al.*, 2012b). Sin embargo, aún no se cuenta con información de áreas escasamente alteradas que sirvan de referencia para establecer programas de restauración ecológica.

Según la Sociedad de Restauración Ecológica (Society for Ecological Restoration, 2006) un ecosistema de referencia es un ecosistema verdadero o del cual su modelo conceptual se usa para establecer metas y planear un proyecto de restauración, y más adelante, para evaluarlo. El concepto de la referencia es que sea dinámico y que típicamente, la referencia represente un punto de desarrollo avanzado que se encuentra en algún punto de la trayectoria ecológica deseada del ecosistema que se restaurará (Clewell *et al.*, 2004).

El presente estudio tiene como objetivo describir la diversidad estructural de la vegetación arbórea y arbustiva ($d_{0.10} \geq 5\text{cm}$) de un área de referencia del matorral espinoso tamaulipeco del noreste de México, mediante los índices: de Uniformidad de Gadow (W_i), mezcla de especies (M_i) y diferenciación dimensional (U_i).

MATERIALES Y MÉTODOS

Localización del área de estudio.

La presente investigación se desarrolló en la reserva ecológica del Matorral–Escuela de la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad Autónoma de Nuevo León (Figura 1) en el municipio de Linares, Nuevo León (Noreste de México). Las coordenadas de ubicación son 24° 46' y 56.7" de latitud, y 99° 31' 34.3" de longitud, con una altitud de 366 msnm. La precipitación media anual va de los 350 a 600 mm; la temperatura media anual es de 22.4°C, con temperaturas en invierno inferiores a 0°C y en verano superior a los 40°C.

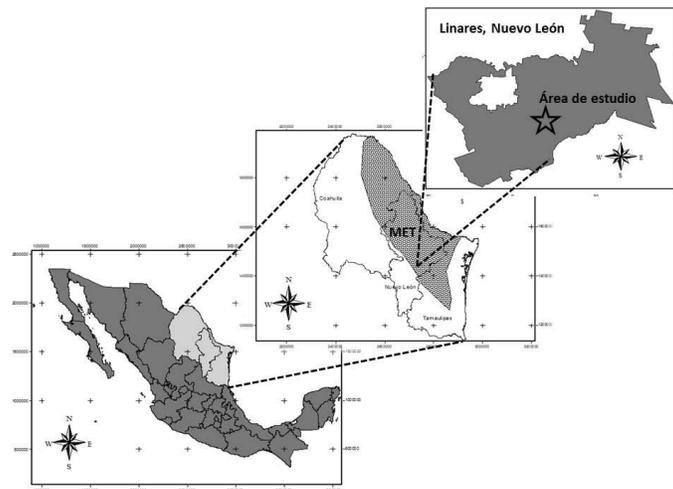


Figura 1. Localización del área de estudio.

Análisis de la vegetación.

Se ubicó un área del matorral espinoso tamaulipeco sin registro histórico de alguna actividad productiva que implicara la remoción total de la vegetación (matarrasa, agricultura, establecimiento de pastos para consumo del ganado, entre otras). El área seleccionada se encuentra delimitada por un cerco perimetral desde hace 28 años (1984-2012), donde se tiene la certeza que no se han desarrollado actividades que hayan causado algún tipo de perturbación. En el verano del año 2012 se establecieron cuatro sitios de muestreo con iguales

condiciones de vegetación entre ellas. Las dimensiones de los sitios de muestreo fueron de 40 x 40 m (1600 m²). En los sitios de muestro se realizó un censo de todas las especies arbóreas y arbustivas ($d_{0.10} \geq 5\text{cm}$), registrando las siguientes variables dasométricas: diámetro en cm a 10 cm de la base del suelo, siendo una medida estándar empleada para especies arbóreas y arbustivas del MET (Gómez, 2000; Alanís *et al.*, 2008; Jiménez y Alanís, 2012), altura total (m), y ubicación mediante la distancia (m) y azimut (°) de cada árbol con respecto al centro de la parcela.

Análisis de la información

Para describir la estructura se utilizó un conjunto de índices para caracterizar los siguientes parámetros de los rodales: “*agregación*”, el cuál describe cómo se distribuyen los árboles sobre el terreno, analizando las distancias entre ellos y el “*grado de diferenciación*”, el cuál cuantifica las diferencias en tamaño de los árboles que conviven dentro del rodal (Gadow *et al.*, 2007). La base para el desarrollo de los índices fue el método de *muestreo estructural de los cinco árboles* (Albert, 1999; Hui y Hu, 2001), muestreo desarrollado para evaluar los atributos estructurales (dimensiones, especies y la regularidad de sus posiciones) de los árboles que forman una masa forestal (Gadow *et al.*, 2001; Aguirre *et al.*, 2003b). La determinación de los grupos se realizó con el apoyo del programa *Winkelmass* ver. 1.0.0 (2002), desarrollado por investigadores de la Universidad de Göttingen, Alemania. El proceso que realiza el programa *Winkelmass* para obtener los grupos estructurales es el siguiente: mediante la selección de un árbol referencia (j), se determinan los cuatro árboles vecinos más cercanos al árbol j (grupo estructural), buscándolos en sentido de las manecillas del reloj. Este proceso es iterativo y se realiza para cada árbol que conforma la masa boscosa. De esta manera cada uno de los árboles que conforman la masa arbórea son considerados como árboles referencia (j). El conjunto de índices empleados se muestran a continuación.

1) Agregación

Índice de Uniformidad de Gadow W_i . La determinación del índice de uniformidad W_i de Gadow se basa en la medición de los ángulos entre los vecinos a un árbol de referencia i y su comparación con un ángulo estándar α , de tal manera que, considerando cuatro vecinos al árbol de referencia, W_i puede tomar valores de 0 hasta 1, donde un valor cercano a cero representa condiciones de regularidad, valores cercanos al 0.5 muestran tendencia a la aleatoriedad y aquellos próximos a 1 presentan condiciones de agrupamiento:

$$W_i = \frac{1}{n} \sum_{j=1}^n V_{ij}$$

Donde: W_i = valor del índice para el j -ésimo árbol referencia, n =es el número de árboles vecinos considerados, V_{ij} = variable 1 cuando el j -ésimo ángulo α entre dos árboles vecinos próximos es menor o igual al ángulo estándar α , en caso contrario toma un valor de 0.

2. Diferenciación dimensional

Índice de dominancia U_i . El índice de dominancia, también conocido como medida del entorno describe la dominancia relativa de una especie en su entorno directo. Este índice se define como la proporción de los n vecinos más próximos al árbol de referencia que son de menor tamaño que él:

$$U_i = \frac{1}{n} \sum_{j=1}^n v_j$$

Siendo $0 \leq U_i \leq 1$ y v_j igual a 1 si el árbol j es menor que el árbol de referencia i y 0 en caso contrario. Con cuatro vecinos U_i puede tener cinco valores, que corresponden a las clases sociales propuestas por Kraft (1884): $U_i=0.0$ si los cuatro vecinos son más grandes que el árbol referencia i (suprimido); $U_i=0.25$ si tres de los vecinos son más grandes (intermedio); $U_i=0.50$ si dos de los vecinos son más grandes (codominante); $U_i=0.75$ si uno de los cuatro vecinos es más

grande (dominante) y $U_i=1$ si ninguno de los cuatro vecinos es más grande que el árbol de referencia i (muy dominante).

3. Mezcla de especies

La mezcla de especies (Figura 2) es una medida de la segregación espacial de los individuos de diferentes especies y se puede describir mediante el índice denominado grado de mezcla M_i . Földner (1995) definió el valor del índice del árbol de referencia i como la proporción de vecinos que pertenecen a especies diferentes a dicho árbol de referencia:

$$M_i = \frac{1}{n} \sum_{j=1}^n V_j$$

Siendo $0 \leq M_i \leq 1$ y v_j igual a 0 si el árbol j es de la misma especie que el árbol de referencia i y 1 en caso contrario. De este modo, si se analizan los n vecinos más próximos el grado de mezcla puede tomar $n+1$ valores discretos.

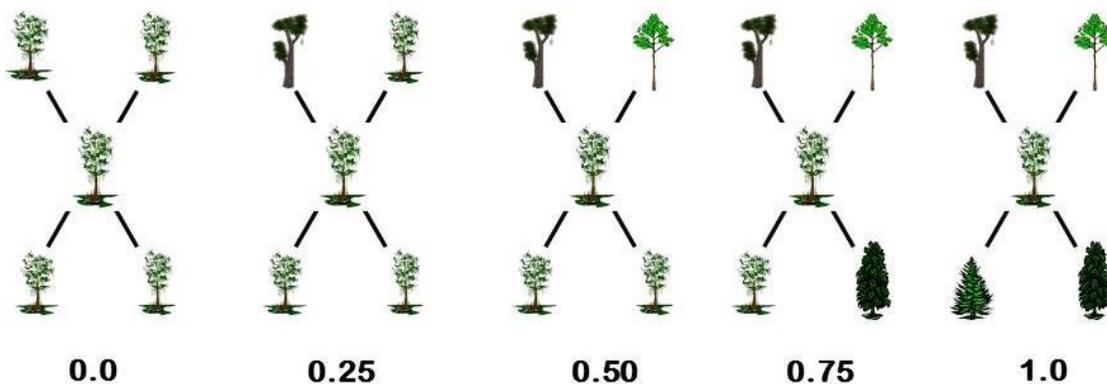


Figura 2. Índice de mezcla de especies

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se registraron 16 familias, distribuidas en 20 géneros y 21 especies arbóreas y arbustivas (Tabla I). La familia más representativa fue *Fabaceae* con siete

especies (*Prosopis laevigata*, *Acacia amentacea*, *Acacia farnesiana*, *Ebenopsis ebano*, *Eysenhardtia polystachya*, *Havardia pallens*, *Parkinsonia texana*).

Tabla I. Nombre científico, nombre común, familia y forma de vida de las especies presentes en el área de estudio (ordenado por familia).

Nombre científico	Nombre común	Familia	Forma de crecimiento
	Gavia, chaparro		
<i>Acacia amentacea</i> DC.	prieto	Fabaceae	Arbustiva
<i>Acacia farnesiana</i> (L.) Willd.	Huizache	Fabaceae	Arbustiva
<i>Ebenopsis ebano</i> (Berland.) Barneby & J.W. Grimes	Ébano	Fabaceae	Arbórea
<i>Eysenhardtia polystachya</i> (Ortega) Sarg.	Vara dulce	Fabaceae	Arbustiva
<i>Havardia pallens</i> (Benth.) Britton & Rose	Tenaza	Fabaceae	Arbórea
<i>Parkinsonia texana</i> (A. Gray) S. Watson	Palo verde	Fabaceae	Arbórea
<i>Prosopis laevigata</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.) M.C. Johnst.	Mezquite	Fabaceae	Arbórea
<i>Heliopsis parvifolia</i> (A. Gray) Benth.	Barreta	Rutaceae	Arbustiva
<i>Zanthoxylum fagara</i> (L.) Sarg.	Colima	Rutaceae	Arbustiva
<i>Bernardia myricifolia</i> (Scheele) S. Watson	Oreja de ratón	Euphrobiaceae	Arbustiva
<i>Castela texana</i> (Torr. & A. Gray) Rose	Chaparro amargoso	Simaroubaceae	Arbustiva
<i>Celtis pallida</i> Torr.	Granjeno	Cannabaceae	Arbustiva
<i>Condalia hookeri</i> M.C. Johnst.	Brasil	Rhamnaceae	Arbórea
<i>Cordia boissieri</i> A. DC.	Anacahuita	Boraginaceae	Arbórea
<i>Diospyros texana</i> Scheele	Chapote blanco	Ebenaceae	Arbórea
<i>Forestiera angustifolia</i> Torr.	Panalero	Oleaceae	Arbustiva
<i>Leucophyllum frutescens</i> (Berland.) I.M. Johnst.	Cenizo	Scrophulariaceae	Arbustiva
<i>Guaiacum angustifolium</i> Engelm.	Guayacan	Zygophyllaceae	Arbustiva
<i>Randia rhagocarpa</i> Standl.	Cruceto	Rubiaceae	Arbustiva
<i>Sideroxylon celastrinum</i> (Kunth) T.D. Penn.	Coma	Sapotaceae	Arbórea
<i>Yucca filifera</i> Chabaud	Yuca	Asparagaceae	Arbórea

Distribución espacial

En cuanto a la *Uniformidad de especies de Gadow (Wi)*, el índice menciona que se pueden tomar valores de 0 a 1, donde un valor cercano a cero representa regularidad, valores cercanos a 0.5 muestran tendencia a la aleatoriedad y aquellos próximos a 1 presentan condiciones de agrupamiento. De acuerdo a los resultados obtenidos se puede mencionar que la distribución de los individuos presenta una tendencia a la aleatoriedad.

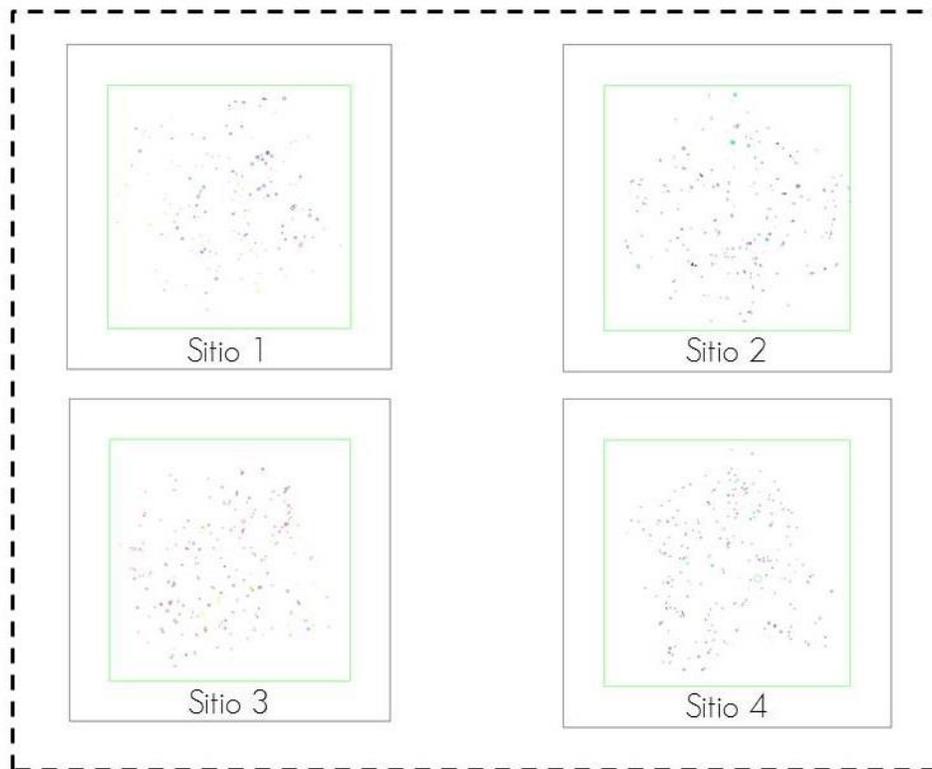


Figura 3. Distribución espacial en cuatro áreas del matorral espinoso tamaulipeco.

Los promedios del índice de uniformidad de Gadow fueron $W_i=0.53\pm 0.18$, $W_i=0.61\pm 0.24$, $W_i=0.58\pm 0.22$ y $W_i=0.57\pm 0.22$ para el sitio 1, 2, 3 y 4 respectivamente, con una media total de 0.58 ± 0.22 . Hui y Gadow (2002), mencionan que valores menores a 0.475 sugieren una distribución regular y aquellos mayores a 0.517 una distribución irregular con tendencia a la formación de grupos. Acorde con ello, los valores absolutos y promedio, indican una

distribución irregular con tendencia a la agrupación. Tal condición puede ser observada en la distribución de frecuencias por grupo estructural donde el mayor porcentaje de grupos para cada sitio se ubicó en las categorías $W_i = 0.50$ (Figura 4). Al respecto, Corral *et al.* (2010) proponen una nueva prueba de permutación de aleatoriedad espacial más sensible para dichos patrones; ellos consideran valores de W_i de 0.512 hasta 0.548, para una distribución en grupos.

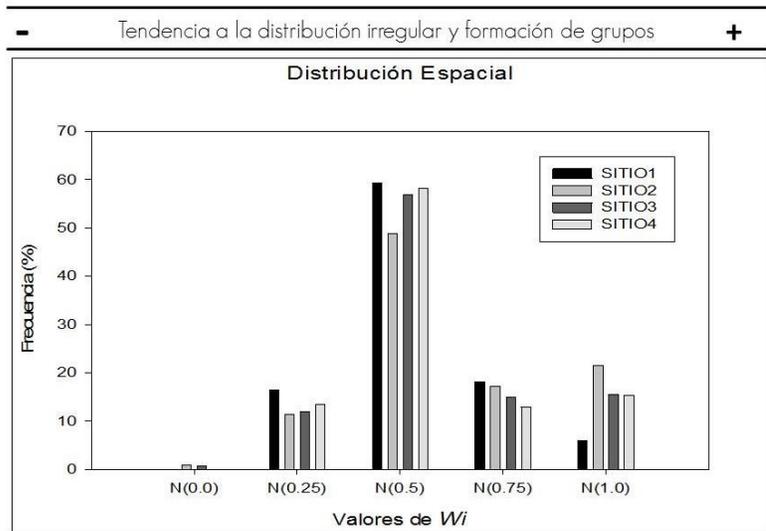


Figura 4. Distribución de frecuencias del *Índice de Uniformidad de Gadow* para cuatro sitios del MET.

Mezcla de especies.

Este índice varía de 0 a 1, cuanto más próximo a 1 mayor es la mezcla de especies y cuanto más próximo a 0 más se agrupan las especies (Del Río *et al.*, 2003). En la figura 5 se presenta la distribución de los índices de mezcla individuales para los cuatro sitios; se puede observar a la categoría N(0.75) como la que agrupa un mayor número de grupos estructurales y de especies; lo que indica que tres de los individuos más cercanos son de diferente especie, es decir la mezcla de especies es mayor que en los otros grupos estructurales. Ocurre lo contrario en la primer categoría N(0.00) donde solo dos de los sitios evaluados

muestran presencia de grupos estructurales en tal categoría; lo que indica son grupos estructurales de la misma especie.

Los valores promedio para cada sitio en la mezcla de especies fueron, $Mi_1=0.75\pm0.24$, $Mi_2=0.46\pm0.34$, $Mi_3=0.54\pm0.32$ y $Mi_4=0.73\pm0.21$ con un valor promedio total de $Mi=0.62\pm0.31$. Con esta información se puede dilucidar que el sitio 1 y 4 muestran una competencia interespecífica, debido a que se observan tres especies diferentes a la suya; mientras que el sitio 2 y 3 presentan una competencia intraespecífica, debido a que solo un individuo o dos en algunos casos la especie es diferente a la suya. Estos resultados coinciden con Jiménez *et al.* (2009) donde evaluó un área del MET con distinto historial de uso y también presentan una competencia interespecífica, debido a que presentan vecindad con especies diferentes a la suya.

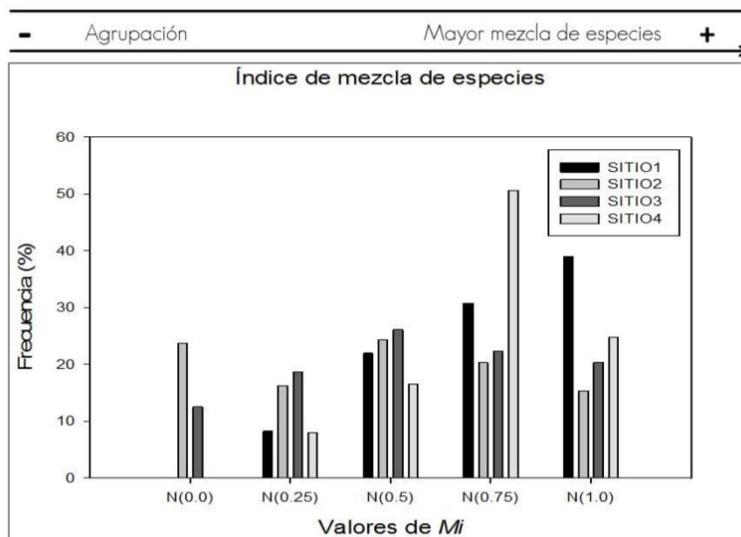


Figura 5. Distribución de la frecuencia porcentual de los valores del índice de mezcla de Gadow en los sitios evaluados.

Dominancia dimensional (U_{id} y U_{ih})

La figura 6 muestra la distribución del índice de dominancia dimensional en diámetro de los cuatro sitios, en ella se observa que los valores presentan mayor homogeneidad en diámetro, en casi todos los sitios y todas las categorías del

índice de dominancia, con excepción del sitio 4 en la clase 1, donde se observa un dato de 13.8%, siendo la diferenciación en diámetro más baja registrada, es decir, los individuos muestran baja similitud en sus diámetros; mientras que la diferenciación más alta, en cuanto a dimensión se registró en el mismo sitio, en la categoría N(1.0), donde se observa el 24.2% de los grupos estructurales en una alta condición de homogeneidad en diámetro. La media del índice infiere una gran similitud en los cuatro sitios en la diferenciación diamétrica, $U_{id1}=0.50\pm 0.34$, $U_{id2}=0.51\pm 0.35$, $U_{id3}=0.50\pm 0.36$ y $U_{id4}=0.54\pm 0.34$, con un promedio de $U_{id}=0.51\pm 0.018$; lo cual prueba, según Kraft (1884), que los valores cercanos a $U_i=0.50$ indican una codominancia, donde dos de los vecinos son más grandes que él. Estos resultados coinciden parcialmente a los obtenidos por Castellanos *et al.* (2010) en un estudio sobre diversidad arbórea y estructura espacial en un bosque de pino-encino en Ixtlán de Juárez, Oaxaca, ecosistema diferente al MET, donde la dominancia en diámetros fue diversa y cubrieron proporcionalmente las diferentes condiciones como árboles dominantes, codominantes y suprimidos.

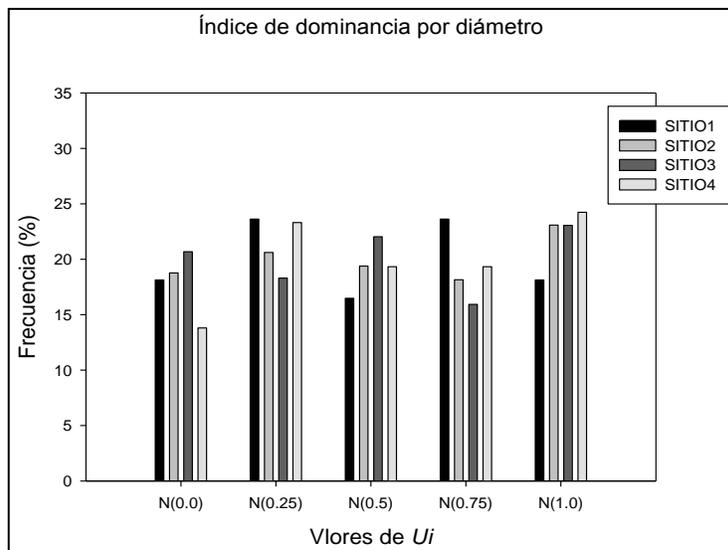


Figura 6. Distribución de la frecuencia porcentual de los valores del grado de dominancia dimensional en diámetro U_{id} de los sitios evaluados.

Para la dominancia en altura los valores promedio fueron; sitio 1 $U_{ih}=0.52\pm 0.34$, sitio 2 $U_{ih}=0.53\pm 0.35$, sitio 3 $U_{ih}=0.54\pm 0.34$ y sitio 4 $U_{ih}=0.58\pm 0.34$, con un valor

promedio total de 0.61 ± 0.35 . Los resultados indican individuos codominantes, cercanos a la dominancia, con respecto a sus demás vecinos, de acuerdo a Kraft (1884).

En la figura 7 se muestra la distribución de frecuencias del índice de dominancia por alturas, donde valores próximos a 1 indican que el árbol de referencia es más alto que sus cuatro vecinos; caso contrario, si el valor es cercano a 0, el árbol de referencia es más pequeño que los individuos que lo rodean. De forma general la gráfica muestra una distribución de dominancia por alturas relativamente homogénea, donde se presentan arboles suprimidos, intermedios, codominantes, dominantes y muy dominantes en todos los sitios y en todos los grados de diferenciación en altura. Esto puede ser un indicador de un ecosistema dinámico y con una regeneración activa, al presentar alturas en todos los estratos, donde existe una competencia por la captación lumínica, formando una comunidad vegetal multicohortal.

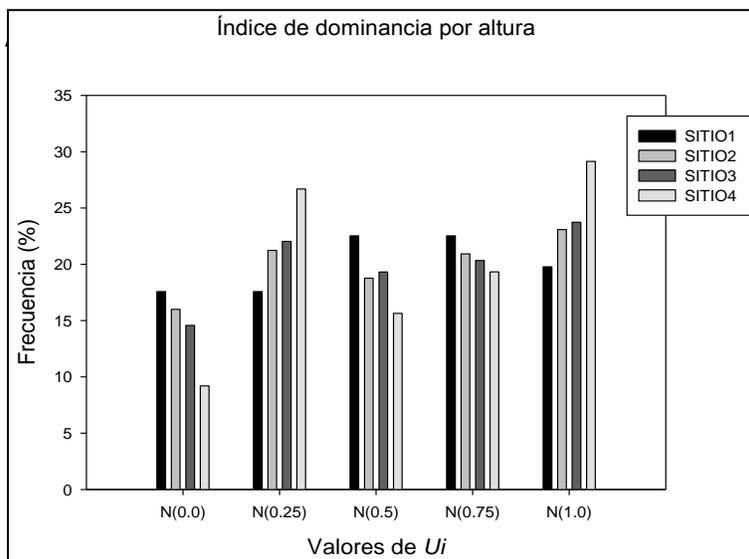


Figura 7. Distribución de la frecuencia porcentual de los valores del grado de diferenciación en altura U_{ih} de los sitios evaluados.

Los resultados obtenidos por el índice de dominancia para las variables de diámetro y altura, muestran que los cuatro sitios presentan una homogeneidad en

sus medias para ambos casos. Existen pocos estudios específicos con estos índices en México, como el de Jiménez *et al.* (2009), Alanís *et al.* (2011) y Avila *et al.* (2012), los tres corresponden a estudios en ecosistemas templados en el noreste de México, por lo que resulta complicado hacer comparaciones con el MET siendo estos ecosistemas diferentes al de estudio. En los tres casos se evaluaron mezcla de especies, uniformidad de especies o agregación y dominancia dimensional entre otros índices.

CONCLUSIONES

De acuerdo al objetivo planteado y a los resultados obtenidos en la presente investigación se destacan las siguientes conclusiones: 1) la estructura de las cuatro áreas de referencia estudiadas resultaron ser altamente homogéneas en cuanto a la diferenciación diamétrica y de altura, esto sugiere una distribución de individuos en todos los estratos presentes; 2) el índice de agregación presenta valores similares, lo que nos indica que una distribución con tendencia a la aleatoriedad; 3) en la mezcla de especies dos sitios presentaron vecindad con tres o cuatro individuos, mientras que los dos sitios restantes presentaron vecindad con uno o dos individuos diferentes respecto a él.

Mediante la aplicación de las variables de diversidad de especies, distribución espacial y dominancia dimensional, se logra caracterizar en forma cuantitativa las estructuras arbóreas en ecosistemas multicohortales. Por lo que su uso es recomendable para evaluar otras áreas en mismas o diferentes condiciones al ecosistema evaluado; además poseen la ventaja de que para su cálculo se requieren inventariar variables dasométricas relativamente fáciles de obtener.

AGRADECIMIENTOS

A la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad Autónoma de Nuevo León, por todas las facilidades otorgadas para el establecimiento y desarrollo de la investigación. Al equipo de trabajo del laboratorio de carbono de la Facultad de Ciencias Forestales y en especial a los compañeros José Ángel Sigala, Ernesto

Alonso Rubio y Yazmín Hailen Ugalde, por su apoyo incondicional en el levantamiento de datos en campo. El proyecto fue financiado parcialmente por el proyecto PROMEP/103.5/12/3585.

REFERENCIAS

- Aguirre, O. A., H. Kramer y J. Jiménez. 1998. Strukturuntersuchungen in einem Kifern-Durchforschungsversucht Nordmexikos. Allg Forest-u J Ztg. 169: 213-219.
- Aguirre, O. A., J. Jiménez, H. Kramer y A. Akça. 2003a. Análisis estructural de ecosistemas forestales en el Cerro del Potosí, Nuevo León, México. Ciencia UANL 6(2): 219-225.
- Aguirre, O. A., G. Hui, K. Gadow y J. Jiménez. 2003b. An analysis of spatial forest structure using neighbourhood – based variables. Forest Ecology and Management 183: 137- 145.
- Alanís, E., J. Jiménez, O. Aguirre, E. Treviño, E. Jurado y M. González. 2008. Efecto del uso del suelo en la fitodiversidad del matorral espinoso tamaulipeco. Ciencia UANL 11(1): 56-62.
- Alanís, E., J. Jiménez, A. Valdecantos, M. Pando, O. Aguirre y E. Treviño. 2011. Caracterización de regeneración leñosa post-incendio de un ecosistema templado del Parque Ecológico Chipinque, México. Revista Chapingo serie Ciencias Forestales y del Ambiente. 17(1):31-39.
- Alanís, E. 2012. Regeneración natural y restauración ecológica post-incendio de un bosque mixto en el Parque Ecológico Chipinque, México. *Ecosistemas* 21(1-2):206-210.
- Albert, M., 1999. Analyse der eingriffsbedingten Strukturveränderung und Durchforstungsmodellierung in Mischbeständen. PhD Diss., Faculty of Forest Sciences, Univ. Göttingen, Germany. Hainholz Verlag. pp. 63-68.

- Avila, D., M. González, J. Jiménez, O. Aguirre, E. Treviño y B. Vargas. 2012. Evaluación de la estructura espacial post-incendio de rodales de *Pinus hartwegii* utilizando parámetros de vecindad en la Sierra Madre Oriental, México. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*. En prensa.
- Castellanos, F., E. Treviño, O. Aguirre, J. Jiménez, M. Musalem y R. López. 2008. Estructura de bosques de pino pátula bajo manejo en Ixtlán de Juárez, Oaxaca, México. *Madera y Bosques* 14(2): 51-63.
- Castellanos, F., E. Treviño, O. Aguirre, J. Jiménez y A. Velázquez. 2010. Diversidad arbórea y estructura espacial de bosques de pino-encino en Ixtlán de Juárez, Oaxaca. *Rev. Mex. Ciencias Forestales*, 1(2): 39 – 52.
- Clewell A., J. Aronson y K. Winterhalder. 2004. Principios de SER International sobre la restauración ecológica. Sociedad Internacional para la restauración ecológica. Tucson, Arizona, Estados Unidos de América. 6 p.
- Corral, J. J., C. Wehenkel, H. A. Castellanos, B. Vargas and U. Diéguez. 2010. A permutation test of spatial randomness: application to nearest neighbor indices in forest stands. *J. For. Res.* DOI 10.1007/s10310-010-0181-1. 8p.
- Correa, J. B. 1996. Evaluación y Cuantificación de los Cambios del Uso del Suelo Mediante Imágenes de Satélite en los Municipios de Linares y Hualahuises, N.L. Tesis Profesional. Fac. de Ciencias Forestales., U.A.N.L., México. 47 p.
- Del Río, M., F. Montes, I. Cañellas y G. Montero. 2003. Índices de diversidad estructural en masas forestales. *Investigaciones Agrarias Sistema de Recursos Forestales* 12(1): 159-176.
- Durán, E., J. Meave, E. Lott y G. Segura. 2006. Structure and tree diversity patterns at the landscape level in a mexican tropical deciduous forest. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 79: 43-60.
- Espinosa, C. I., M. de la Cruz, L. Luzuriaga, A. Escudero. 2012. Bosques tropicales secos de la región Pacífico Ecuatorial: diversidad, estructura,

- funcionamiento e implicaciones para la conservación. *Ecosistemas* 21(1-2):167-179.
- Foroughbakhch, R., J. L. Hernández, M. A. Alvarado, E. Céspedes, A. Rocha y M. L. Cárdenas. 2009. Leaf biomass determination on woody shrub species in semiarid zones. *Agroforest Syst* 77:181–192.
- Fülde, K., 1995. Zur Strukturbeschreibung in Mischbeständen. *Forstarchiv* 66:149-161.
- Gadow, K., G. Hui and M. Albert. 1998. Das Winkelmaß – ein Strukturparameter zur Beschreibung der Individualverteilung in Waldbeständen. *Centralblatt für das gesamte Forstwesen* 115(1): 1–9.
- Gadow, K., P. Real y J. G. Álvarez. 2001. Modelización del crecimiento y la evolución de los bosques. *UIFRO World Series*. Vol. 12, 242 p.
- Gadow, K., O. S. Sánchez y J. G. Álvarez. 2007. *Estructura y Crecimiento del Bosque*. 287 pp.
- Gómez, A. 2000. Evaluación de áreas forestales de matorral utilizando un inventario multifásico. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias Forestales, U.A.N.L., Linares, N. L. México. 62 p.
- González, G., O. Aguirre y G. Rodríguez. 2006. Caracterización estructural del estrato arbóreo en un bosque tropical subcaducifolio de la costa de Jalisco. *Avances en la investigación científica en el CUCBA*. pp 85-91.
- González, H. y I. Cantú. 2001. Adaptación a la sequía de plantas arbustivas del matorral espinoso tamaulipeco. *Ciencia UANL*. 4(4): 454-459.
- González, M. A., L. Schewendenm, J. Jiménez, L. Himmelsbach. 2007. Reconstrucción del historial de incendios y estructura forestal en bosques mixtos de pino Encino en la Sierra Madre Oriental. *Maderas y Bosques*. 13(2): 51–63.

- González, M. A., L. Schwendemann, J. Jiménez y R. Schulz. 2008. Forest structure and woody plant species composition along a fire chronosequence in mixed pine-oak forest in the Sierra Madre Oriental, Northeast Mexico, *Forest Ecology and Management* 256: 161-167.
- Hui, G. Y. and K. Gadow. 2002. Das Winkelman β – Herleitung des optimalen Standardwinkels. *Allgemeine Forst u. Jagdzeitung* 173(10):171-176
- Hui G. Y. and Hu Y. B. 2001. Measuring species spatial segregation in mixed forest. *For Res* 14(1):23-27.
- Jiménez, J., O. Aguirre y H. Kramer. 2001. Análisis de la estructura horizontal y vertical en un ecosistema multicohortal de pino-encino en el norte de México. *Investigaciones Agrarias Sistema de Recursos Forestales* 10(2): 355-366.
- Jiménez, J., E. Alanís, O. Aguirre, M. Pando y M. A. González. 2009. Análisis sobre el efecto del uso del suelo en la diversidad estructural del matorral espinoso tamaulipeco. *Maderas y bosques*. 15(3):5-20.
- Jiménez J. y E. Alanís. 2012. Situación actual de los recursos forestales maderables en la región citrícola. *Región Citrícola de Nuevo León: Su complejidad territorial en el marco global*.
- Jiménez J., E. Alanís, M. A. González, O. Aguirre, E. Treviño y P. Canizales. 2012a. Characterizing woody species regeneration in areas with different land history tenure in the Tamaulipan Thornscrub, Mexico. *The Southwestern Naturalist*.
- Jiménez J., E. Alanís, J. L. Ruiz, M. A. González, J. I. Yerena, G. J. Alanís. 2012b. Diversidad de la regeneración leñosa del matorral espinoso tamaulipeco con historial agrícola en el NE de México. *Ciencia UANL*. 15(2):66-71.
- Kraft, G. 1884. *Beiträge zur lehre von den durchforstungen, schlagstellungen und lichtungshieben*. Verlag Keindworth, Hannover. 147 pp.

- León, J. D., G. Vélez y A. Yepes. 2009. Estructura y composición florística de tres robledales en la región norte de la cordillera central de Colombia. *Rev. Biología tropical*. 57(4): 1165-1182.
- Mani, S. and A. Parthasarathy. 2006. Tree diversity and stand structure in inland and coastal tropical dry evergreen forest of peninsular India. *Current Science* 90(9): 1238-1246.
- Mason, W., T. Connolly, A. Pommerening y C. Edwards. 2007. Spatial structure of semi-natural and plantation stands of scots pine (*Pinus sylvestris* L.) in northern Scotland. *Forestry* 80(5): 567-586.
- Navar, J. J. y E. González E. 2009. Diversidad, estructura y productividad de bosques templados de Durango, México. *Polibotánica*. 27: 71-87.
- Noy-Meir, I., M. Mascó, M. Giorgis, D. Gurvich, D. Perazzolo y G. Ruiz. 2012. Estructura y diversidad de dos fragmentos del bosque de Espinal en Córdoba, un ecosistema amenazado. *Bol. Sociedad Argentina. Botánica*. 47(1-2): 119-133.
- Olvera, M. y B. L. Figueroa. 2012. Caracterización estructural de bosques montanos dominados por encino en el centro-occidente de México. *Ecosistemas* 21(1-2):74-84.
- Society for Ecological Restoration (SER). 2006. International y la International Union for Conservation of Nature and Natural Resources – IUCN.
- Van, M., M. Martinez, F. Bongers. 2006. Community dynamics during early secondary succession in a Mexican tropical rain forests. *Journal of Tropical Ecology* 22(6): 663 – 74.
- Vorcák, J., J. Merganic, M. Saniga. 2006. Structure diversity change and regeneration processes of the norway spruce natural forest in Babia-Hora NNR in relation to altitude. *Journal of Forest Science* 52(9): 399-409.

Winkelmann. 2002. Forest Management and Harvest Institute. Goettingen University.

Zenteno S. y P. López. 2010. Composición, estructura y patrón espacial de un bosque tucumano-boliviano en el departamento de Tarija (Bolivia). Darwiniana; 48(1): 32-44.

CAPÍTULO IV

EFFECTO DE LA GANADERÍA EN LA COMPOSICIÓN Y DIVERSIDAD ARBÓREA Y ARBUSTIVA DEL MATORRAL ESPINOSO TAMAULIPECO



Fotografía tomada en el Matorral Escuela de la Facultad de Ciencias Forestales de la UANL. Área con cambio de uso de suelo (ganadería).

Efecto de la ganadería en la composición y diversidad arbórea y arbustiva del matorral espinoso tamaulipeco

RESUMEN

A nivel mundial, el pastoreo ocupa 26% de la superficie terrestre, y la producción de forrajes el 33% de las tierras de cultivo agrícola. En México, la ganadería es la actividad productiva más común en el medio rural. Ocupa 110 millones de hectáreas (56% del territorio nacional). El matorral es el ecosistema más abundante e históricamente más utilizado en las zonas áridas y semiáridas de México. La presente investigación evaluó el efecto de la ganadería en la composición y diversidad en diferentes áreas del matorral. Se seleccionaron tres áreas (Referencia, regeneración y actividad pecuaria) para evaluar el efecto de la actividad ganadera en la vegetación del Matorral Espinoso Tamaulipeco. Se establecieron cuatro sitios de muestreo de 1600 m² en cada área. Se determinaron variables estructurales de abundancia, dominancia, frecuencia e Índice de Valor de Importancia, así como la estimación de los índices de riqueza de especies, diversidad alfa y beta. Se registraron 22 especies, distribuidas en 20 géneros y 14 familias. El peso ecológico estuvo representado por diferentes especies; el área de Referencia, *Diospyros texana*; Regeneración, *Acacia farnesiana*; y Ganadería, *Prosopis Laevigata*. La investigación pone de manifiesto que la actividad pecuaria disminuye significativamente la abundancia, dominancia y diversidad alfa de las comunidades de especies arbóreas y arbustivas y que estas comunidades resultantes presentan una baja similitud de especies.

PALABRAS CLAVE: Regeneración, restauración ecológica, indicadores ecológicos, comunidad de referencia.

INTRODUCCIÓN

El ganado representa el 40 % del valor mundial de la producción agrícola y es la base de los medios de subsistencia y la seguridad alimentaria de casi mil millones de personas (FAO, 2009). El pastoreo del ganado ocupa el 26 % de la superficie

terrestre que no está cubierta por hielo, y la producción de forrajes para el ganado emplea el 33 % de las tierras de cultivo agrícola (Steinfeld *et al.* 2006). El ganado es el mayor usuario mundial de los recursos de las tierras; las tierras empleadas en el pastoreo y en la producción de forrajes representan prácticamente el 80% de todas las tierras agrícolas. El sector emplea 3 400 millones de hectáreas en el pastoreo y 500 millones en la producción de cultivos para la alimentación animal (Steinfeld *et al.* 2006); esta última cifra corresponde a un tercio de las tierras de cultivo totales.

En México, la ganadería es la actividad productiva más común en el medio rural, se realiza, sin excepción, en todas las regiones ecológicas del país y aún en condiciones climáticas adversas. Ocupa 110 millones de hectáreas, lo que equivale a alrededor de un 56% del territorio nacional (SAGARPA, 2006). Particularmente, el estado de Nuevo León cuenta con una superficie ganadera de 5.5 millones de hectáreas (86% de la superficie estatal), de las cuales el 90% son de agostadero y el 10% restante de praderas (SAGARPA, 2009).

Hay diferentes visiones sobre los problemas que generan las actividades ganaderas, y estos varían dependiendo de cada región. Sin embargo, existen consensos importantes sobre los impactos más preocupantes, entre los que se destacan la deforestación de los bosques, la erosión y compactación de los suelos, las emisiones de gases nocivos para la atmósfera, polución de aguas, eutroficación de zonas costeras, cambios en la cobertura vegetal, disminución de la biodiversidad, y el uso de recursos no renovables, tales como la energía fósil y fertilizantes (Sadeghian *et al.* 1999; Abril Y. R. 2011; Villanueva *et al.* 2011).

El matorral es el ecosistema más abundante e históricamente más utilizado en las zonas áridas y semiáridas de México (García y Jurado, 2008). A lo largo de la historia se ha visto afectado por actividades antropogénicas como la extracción de especies vegetales para diferentes usos (Estrada *et al.* 2004; Rzedowski, 2006; García y Jurado, 2008). De la misma manera, ha sufrido una continua deforestación para establecer zonas agrícolas, industriales y urbanas (Alanís *et al.* 2008a; Arriaga, 2009). Por otra parte, debido a que el uso ganadero es la práctica

más frecuente, el efecto más notable del pastoreo es la substitución paulatina de las plantas nativas (Rzedowski, 2006; García y Jurado, 2008). Entre los años 1993 al 2002 el matorral sufrió una pérdida de 953 mil ha por cambio de uso de suelo, siendo el segundo ecosistema más afectado en México después de las selvas (SEMARNAT, 2006).

Una de las principales causas del cambio de uso de suelo es el establecimiento de pastos exóticos para practicar la ganadería intensiva. Las áreas destinadas a la ganadería son utilizadas durante un cierto tiempo y abandonadas cuando bajan su productividad. Estas áreas, pueden regenerarse naturalmente, aunque se desconoce cómo serán las comunidades vegetales resultantes. Actualmente existen algunas investigaciones sobre la estructura de la vegetación leñosa, como las de Alanís *et al.* (2008a), Jiménez *et al.* (2009), González *et al.* (2010), Jiménez *et al.* (2012), Pequeño *et al.* (2013), quienes evaluaron y/o caracterizaron diversas áreas del MET con diferente historial de uso, pero sin analizar áreas donde se desarrolle actualmente actividad pecuaria. Molina *et al.* 2013 documentaron que existe una modificación de la vegetación natural como resultado del pastoreo de ganado bovino pero no la compararon con otra área perturbada o un área de referencia.

Debido al intenso cambio de uso de suelo y las escasas investigaciones realizadas en estos ecosistemas, es importante desarrollar estudios de las comunidades resultantes de esta perturbación, ya que proveen bases documentales para establecer de manera objetiva, cuál es la relación gestión– impacto, y cuál la dirección del desarrollo sucesional de las distintas asociaciones vegetales (García y Jurado, 2008).

La presente investigación tiene como objetivo evaluar tres áreas (Referencia, regeneración y actividad pecuaria) para analizar el efecto de la ganadería en la composición y diversidad arbórea y arbustiva en el Matorral Espinoso Tamaulipeco (MET) del noreste de México; mediante 1) los indicadores ecológicos de abundancia, dominancia (área de copa), frecuencia e Índice de Valor de

Importancia, 2) la diversidad alfa (riqueza específica, índice de Margalef e índice de Shannon-Weaver), 3) la diversidad beta (índice de disimilitud Bray-Curtis).

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

La investigación se desarrolló en Linares, N.L. (Noreste de México, Figura 1), entre las coordenadas 25° 09' y 24° 33' de latitud norte, y 99° 54' y 99° 07' de longitud oeste, a 4km del Ejido Las Barretas en el Rancho el Consuelo. Las coordenadas de ubicación son 24° 81' latitud norte y 99° 41' longitud oeste. Las especies que destacan por su abundancia y cobertura son: *Acacia amentacea*, *Acacia farnesiana*, *Havardia pallens*, *Cordia boissieri*, *Karwinskia humboldtiana* y *Prosopis glandulosa* (Espinoza y Návar, 2005; Alanís *et al.* 2008a).

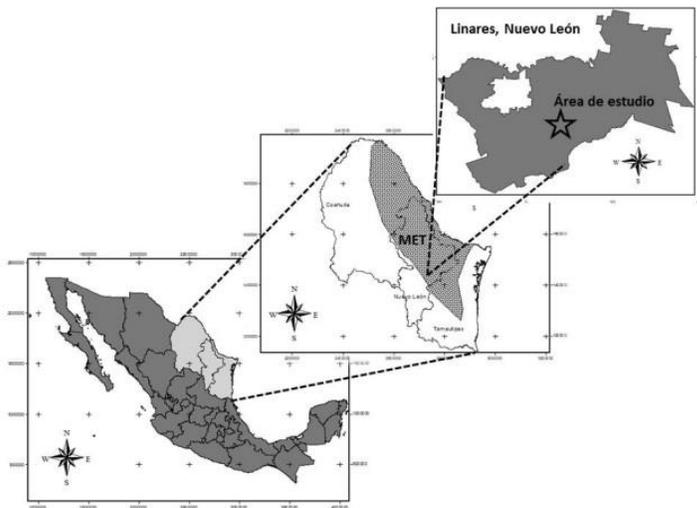


Figura 1. Ubicación del área de estudio.

Análisis de la vegetación

En primavera del 2012 se seleccionaron tres áreas para evaluar la vegetación en un Matorral Espinoso Tamaulipeco (MET); 1) Referencia, donde se tiene la certeza que no se ha realizado cambio de uso de suelo en los últimos 70 años y no ha sufrido ningún tipo de intervención antropogénica en los últimos 29 años (1983–

2012) ya que se encuentra delimitada por un cerco perimetral desde esa fecha. 2) Regeneración, esta área se desmontó con maquinaria agrícola (1989) para practicar la actividad agrícola durante cuatro años (1990-1994), después de “abandonó” la actividad y desde entonces (1994-2012) se utiliza como área ganadera o agostadero. 3) Ganadería, área de agostadero activo, esta área en ningún momento fue desmontada, solo se introdujo ganado.

En cada área se establecieron sitios de muestreo cuadrados de 1600 m²; la forma cuadrada se utilizó debido a la facilidad de delimitación y medición en vegetación densa (Pequeño *et al.* 2013), con respecto a la forma circular tradicional (Alanís *et al.* 2008b). La distribución de los sitios de muestreo fue al azar. Para la obtención del número mínimo de sitios de muestreo se elaboró una curva especie-área para cada comunidad, siguiendo el criterio de Müeller y Ellenberg (1974). Se establecieron 4 sitios de muestreo en cada área, en los cuales se realizó un censo de todos los individuos leñosos ≥ 5 cm de diámetro ($d_{0.10}$), y se efectuaron mediciones de diámetro de copa (d_{copa}). Se realizaron colectas botánicas de todas las especies y fueron identificadas por personal de la Facultad de Ciencias Forestal, UANL.

Análisis de la información

La riqueza específica (S) es el número total de especies presentes en determinada área o sitio. Para estimar la riqueza de especies se utilizó el índice de Margalef (D_{Mg}) y para la diversidad de especies el índice de Shannon-Weaver (H') (1948) mediante las ecuaciones:

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

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

$$p_i = n_i/N$$

Dónde:

S = número de especies presentes

N = número total de individuos

n_i = número de individuos de la especie i

Para cada especie se determinó su abundancia, de acuerdo al número de individuos, su dominancia en función a la cobertura de copa, y su frecuencia con base en su existencia en los sitios de muestreo. Los resultados se utilizaron para obtener un valor ponderado a nivel de taxón denominado Índice de Valor de Importancia (IVI), que adquiere valores porcentuales en una escala del 0 al 100 (Müller y Ellenberg 1974; Magurran, 2004). Para la estimación de la abundancia relativa se empleó la siguiente ecuación:

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

Dónde:

A_i = abundancia absoluta

AR_i = abundancia relativa de la especie i respecto a la abundancia total

N_i = número de individuos de la especie i

S = superficie de muestreo (ha)

La dominancia relativa se evaluó mediante:

$$D_i = Ab_i / S(ha) \qquad DR_i = \left(\frac{D_i}{\sum_{i=1..n} D_i} \right) \times 100$$

Dónde:

D_i = dominancia absoluta

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

Ab_i = área de copa de la especie i

S = superficie (ha).

La frecuencia relativa se obtuvo con la siguiente ecuación:

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

Dónde:

F_i = frecuencia absoluta

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

P_i = número de sitios en los que está presente la especie i

NS el número total de sitios de muestreo.

El índice de valor de importancia (IVI) adquiere valores porcentuales de 0 a 100% y se define como (Whittaker, 1972; Moreno, 2001):

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

Para las tres áreas de estudio se determinó el área basal y área de copa ocupada por las especies, para la obtención de esta variable se empleó la siguiente fórmula:

$$d_{10} = \frac{\pi}{4} \times d^2$$

Para estimar la similitud (o disimilitud) entre los sitios de estudio, se utilizó el índice de Bray–Curtis, (Beals, 1984). Este índice es uno de los más usados en la ecología cuantitativa actual y sus expresiones de similitud y disimilitud son:

$$S_{jk} = 2 \sum \min (X_{ij} - X_{ik}) / \sum (X_{ij} + X_{ik})$$

$$D_{jk} = \sum |X_{ij} - X_{ik}| / \sum (X_{ij} + X_{ik})$$

Para el análisis de los datos se usó el software de licencia libre PAST©. Este índice concede aún un importante peso a los altos valores ya que en su expresión el numerador incluye la diferencia entre los atributos. Sin embargo, dado que la sumatoria de las diferencias no se eleva al cuadrado y posteriormente se divide entre la sumatoria de las sumas individuales, el índice de Bray-Curtis es una opción menos sesgada que la distancia euclidiana (Herrera, 2000).

Para evaluar si existía diferencia significativa de las variables de riqueza específica, índice de Margalef, índice de Shannon, densidad, área de copa y área basal entre las áreas evaluadas, se procedió a calcular los valores promedio de los sitios de muestreo.

Para probar si los datos presentaban una distribución normal se utilizó la prueba de normalidad de Shapiro Wilks para grupos pequeños. Los resultados de la prueba de normalidad indicaron que los datos siguen una distribución normal. Para determinar si las diferencias entre sitios fueron estadísticamente significativas se utilizó el análisis de varianza. Posteriormente, para aquellos que resultaron con varianzas diferentes se utilizó el estadístico de *T* con ajuste de Bonferroni para múltiples comparaciones, y así comparar entre sitios dichas diferencias. La elección de Bonferroni en lugar de Tukey, es debido al tamaño de las muestras.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se registraron 22 especies arbóreas y arbustivas, distribuidas en 20 géneros y 14 familias (Cuadro 1). La familia que presentó mayor riqueza específica fue Fabaceae con ocho especies. Estos resultados concuerdan con González *et al.* (2010) y Molina *et al.* (2013), quienes reportaron en sus estudios a Fabaceae como la familia con más especies. Es importante mencionar que de las 22 especies registradas en la investigación, solo *Prosopis Laevigata* se presentó en

las tres áreas de estudio. García y Jurado (2008) al analizar un matorral con condiciones prístinas registraron una cantidad menor en riqueza de especies. Por otra parte Jiménez *et al.* (2012) registraron una cantidad menor de riqueza especies en un MET con historial agrícola, mientras Canizales *et al.* (2009) reportaron una riqueza de especies mayor a la presentada en un matorral submontano. Sin embargo, cabe mencionar que estas investigaciones tenían otros objetivos, y analizaron a todos los individuos mayores a un centímetro de diámetro, mientras que para el presente estudio se registraron todos los individuos mayores a cinco centímetros de diámetro.

Cuadro 1. Nombre científico, nombre común, familia y forma de crecimiento de las especies presentes en el área de estudio (ordenado por familia).

Nombre científico	Nombre común	Familia	Forma de crecimiento
<i>Acacia amentacea</i> DC.	Gavia	Fabaceae	Arbustiva
<i>Acacia farnesiana</i> (L.) Willd.	Huizache	Fabaceae	Arbustiva
<i>Acacia schaffneri</i> (S. Watson) F.J. Herm.	Huizache chino	Fabaceae	Arbustiva
<i>Ebenopsis ebano</i> (Berland.) Barneby & J.W. Grimes	Ébano	Fabaceae	Arbórea
<i>Eysenhardtia polystachya</i> (Ortega) Sarg.	Vara dulce	Fabaceae	Arbustiva
<i>Havardia pallens</i> (Benth.) Britton & Rose	Tenaza	Fabaceae	Arbórea
<i>Parkinsonia texana</i> (A. Gray) S. Watson	Palo verde	Fabaceae	Arbórea
<i>Prosopis laevigata</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.) M.C. Johnst.	Mezquite	Fabaceae	Arbórea
<i>Helietta parvifolia</i> (A. Gray) Benth.	Barreta	Rutaceae	Arbustiva
<i>Zanthoxylum fagara</i> (L.) Sarg.	Colima	Rutaceae	Arbustiva
<i>Bernardia myricifolia</i> (Scheele) Benth. & Hook. f.	Oreja de ratón	Euphrobiaceae	Arbustiva
<i>Castela texana</i> (Torr. & A. Gray) Rose	Chaparro amargoso	Simaroubaceae	Arbustiva
<i>Celtis pallida</i> Torr.	Granjeno	Cannabaceae	Arbustiva
<i>Condalia hookeri</i> M.C. Johnst.	Brasil	Rhamnaceae	Arbórea
<i>Cordia boissieri</i> A. DC.	Anacahuíta	Boraginaceae	Arbórea
<i>Diospyros texana</i> Scheele	Chapote blanco	Ebenaceae	Arbórea
<i>Forestiera angustifolia</i> Torr.	Panalero	Oleaceae	Arbustiva

<i>Leucophyllum frutescens</i> (Berland.) I.M. Johnst.	Cenizo	Scrophulariaceae	Arbustiva
<i>Guaiacum angustifolium</i> Engelm.	Guayacan	Zygophyllaceae	Arbustiva
<i>Randia rhagocarpa</i> Standl.	Cruceto	Rubiaceae	Arbustiva
<i>Sideroxylon celastrinum</i> (Kunth) T.D. Penn.	Coma	Sapotaceae	Arborea
<i>Yucca filifera</i> Chabaud	Yuca	Asparagaceae	Arborea

Indicadores ecológicos

Abundancia.- Esta variable presentó diferencias estadísticamente significativas entre áreas ($F=36.2$, $G.L.=2$, $P<0.001$). El área de Referencia mostró diferencias estadísticamente significativas con las áreas de Ganadería y Regeneración con $P<0.000$ en ambos casos, en tanto las áreas de Regeneración y Ganadería no difieren estadísticamente (Figura 1).

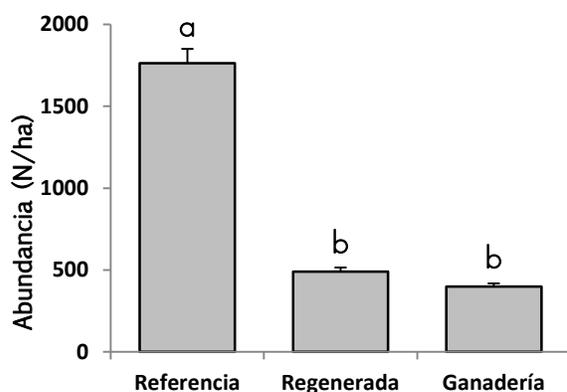


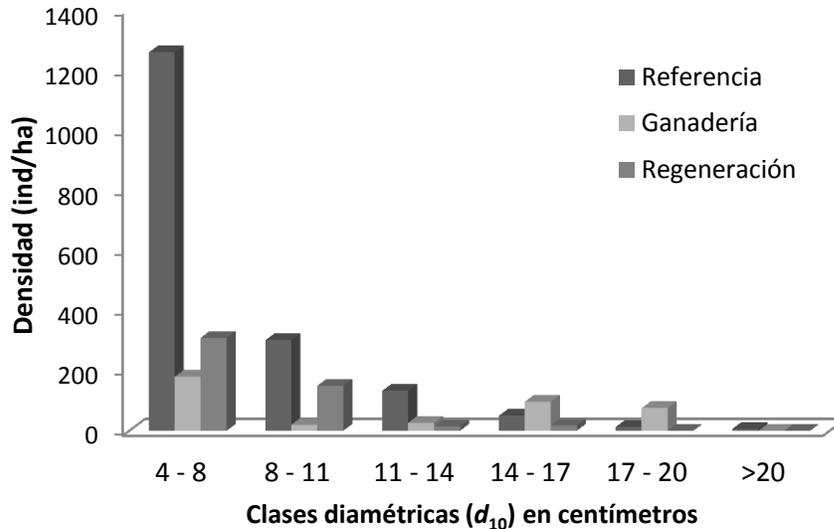
Figura 1. Abundancia “N/ha” (media y error típico) para las áreas evaluadas. Columnas compartiendo las misma letra no difieren estadísticamente a un nivel de $P>0.05$, utilizando la prueba de Bonferroni.

La abundancia (densidad) está representada en individuos por unidad de área (ind/ha). El área que presentó mayor densidad fue la de Referencia con 1763 ± 426 ind/ha, en segundo término el área de Regeneración con 491 ± 89 ind/ha y por último, y con el menor registro del estudio el área de Ganadería con 398 ± 54 ind/ha. La investigación de Jiménez *et al.* (2009, 2012) difieren con los resultados obtenidos, donde analizó áreas con diferente historial. Pequeño *et al.* (2013) en su

estudio obtuvo una densidad superior a la registrada en las áreas evaluadas de la presente investigación.

La Figura dos muestra la densidad de individuos por hectárea de acuerdo con las clases diamétricas registradas. En el área de Referencia se observa una línea de tendencia exponencial negativa en la densidad de individuos conforme aumentan sus diámetros, siendo la clase 4-8 cm de diámetro la que presentó mayor número de individuos (1259 ind/ha). Esto indica que hay un gran número de individuos en las clases diamétricas menores, mostrando que el área se encuentra en un estado de regeneración activo. Esta información concuerda con la reportada en un estudio realizado en el MET por Jiménez *et al.* (2012). El área de Ganadería también concentra el mayor número de individuos en la clase diamétrica de 4-8 cm (180 ind/ha); con una tendencia exponencial negativa sin embargo, a diferencia del área anterior, también registra un porcentaje considerable en las clases diamétricas 14-17 y 17-20 (97 y 75 ind/ha respectivamente), una de las posibles explicaciones es que en el noreste de México en muchas áreas ganaderas desmontan los agostaderos casi por completo, dejando solo algunos individuos grandes como zona de sombra y descanso para el ganado. Pequeño *et al.* (2013) en su estudio también obtuvo el mayor agrupamiento de individuos en la primer clase diamétrica en un área post-pecuaria. El área de Regeneración, al igual que las áreas anteriores agrupa el mayor número de individuos en la primer clase diamétrica (310 ind/ha) y tiene una tendencia exponencial negativa similar a la de Referencia; sin embargo esta no presenta individuos en las dos últimas clases diamétricas, esto se puede inducir por su historial agrícola, debido a que fue un área que se desmontó en su totalidad para practicar agricultura y posteriormente pasó a ser área de agostadero.

Figura 2. Densidad de individuos de acuerdo a las clases diamétricas en las áreas de estudio.



Dominancia (Área de copa).- La comparación entre áreas (Figura 3) presenta diferencias estadísticamente significativas ($F=14.6$, $G.L.=2$, $P=0.001$). La comparación de medias registró que el área de Referencia y el área de Regeneración, así como el área de Ganadería y la de Regeneración difieren estadísticamente entres sí ($P=0.001$). La comparación entre el área de Referencia y el área de Ganadería no muestra diferencias estadísticamente significativas.

El área que presentó mayor cobertura de copa fue la de Referencia, la cual registró 7046.96 m^2 , seguida de Ganadería, la cual mostró 5436.03 m^2 y segunda en importancia en este rubro, Regeneración presentó 3193.32 m^2 lo cual la posiciona como el área con menor cobertura (Figura 3). Jiménez *et al.* (2012) estimó una cobertura menor a la reportada en esta investigación con respecto a las tres áreas. Pequeño *et al.* (2013) estudió una comunidad regenerada post-pecuaria del MET que presentó una cobertura menor a la del área de Referencia, pero mayor a la de Ganadería y Regeneración. El área de Referencia mostró diferencias significativas con respecto al área de Regeneración, mientras que con

Ganadería no tuvo diferencias, el área de Regeneración si presentó diferencias con Referencia y Ganadería.

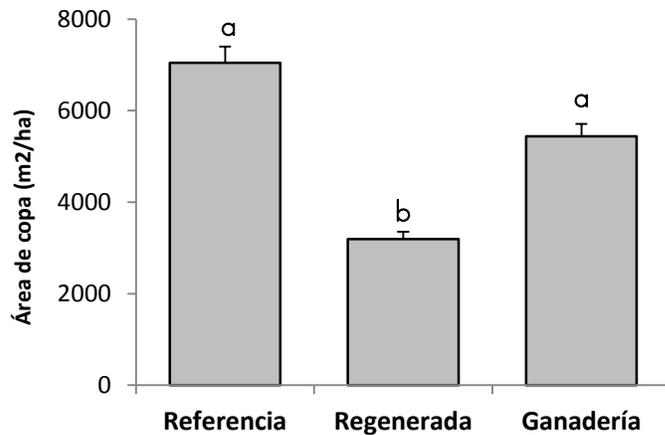


Figura 3. Dominancia m²/ha (media y error típico) para las áreas evaluadas. Columnas compartiendo las misma letra no difieren estadísticamente a un nivel de $P > 0.05$, utilizando la prueba de Bonferroni.

La dominancia por especie en cada una de las áreas presentó el siguiente registro, en el área de Referencia *Diospyros texana* registró 2088.56 m², lo que representa el 29.63% de la cobertura; en el área de Ganadería *Prosopis Laevigata* fue la de mayor cobertura con 4562.65m², representando el 61.18% de cobertura; en el área Regeneración la especie con mayor cobertura fue *Acacia farnesiana* con 1252.65m², que en porcentaje es el 39.23% del total de la cobertura. García y Jurado (2008) reportaron a *Helietta parvifolia* como la especie con mayor cobertura en un área de matorral submontano; Jiménez *et al.* (2009) realizaron un estudio en MET en áreas con diferente historial (agrícola, ganadero y matarrasa) en los que registraron a *Acacia amentacea* como la especie con mayor cobertura para las áreas agrícola y matarrasa, y *Diospyros texana* para el área de ganadería; González *et al.* (2010) al analizar tres sitios del MET reportan a *Prosopis laevigata* como la especie con mayor cobertura; Jiménez *et al.* (2012) también reportan en sus respectivas investigaciones a *Acacia amentacea* como la especie con mayor cobertura en áreas con diferente historial. Pequeño *et al.*

(2013) reporta *Acacia farnesiana* como la especie con mayor cobertura en un área post-pecuaria.

Índice de Valor de Importancia (IVI). En cuanto al Índice de Valor de Importancia (IVI) se refiere, en el área de Referencia *Diospyros texana* fue la especie con mayor peso ecológico; registrando 20.46%; en el área de Ganadería *Prosopis Laevigata* tuvo un valor de 52.54% lo cual la ubica como la especie con mayor peso ecológico; la tercer área (Regeneración) manifestó a *Acacia farnesiana* como la especie con mayor IVI (33.93%). (Cuadro 2). Jiménez *et al.* (2009) evaluaron tres comunidades con diferente historial, registrando a *Diospyros texana*, *Bernardia myricaefolia* y *Acacia amentacea* como las especies con mayor registro de IVI. Jiménez *et al.* (2012) coincide con el área de Referencia, pero no con las otras dos áreas evaluadas; mientras que González *et al.* (2010) difieren con los resultados de esta investigación al reportar a *Acacia amentacea* como la especie con mayor peso ecológico. Pequeño *et al.* (2013) coincide con el área Regeneración, donde menciona en su estudio en un área post-pecuaria a *Acacia farnesiana* como la especie con mayor IVI.

Cuadro 2. Indicadores ecológicos de las áreas evaluadas en porcentaje.

Nombre científico	Área de Referencia				Área de Ganadería				Área de Regeneración			
	Ar	Dr	Fi	IVI	Ar	Dr	Fi	IVI	Ar	Dr	Fi	IVI
<i>Diospyros texana</i>	24.20	29.64	7.55	20.46								
<i>Havardia pallens</i>	23.76	15.29	7.55	15.53	3.92	1.75	12.50	6.06				
<i>Acacia amentacea</i>	18.62	10.46	7.55	12.21	1.96	0.78	12.50	5.08				
<i>Cordia boissieri</i>	10.55	18.34	7.55	12.15								
<i>Acacia schaffneri</i>					16.08	7.28	12.50	11.95	20.41	18.41	25.00	21.27
<i>Condalia hoockeri</i>	2.84	6.34	7.55	5.57	6.67	2.48	12.50	7.22				
<i>Sideroxylum celastrinum</i>	4.34	4.11	7.55	5.33	4.31	1.34	12.50	6.05				
<i>Zanthoxylum fagara</i>	2.93	3.09	7.55	4.52	3.53	1.06	12.50	5.70				
<i>Eysenhardtia polystachya</i>	2.75	2.78	7.55	4.36								
<i>Cercidium macrum</i>	1.77	3.54	5.66	3.66					5.71	4.86		
<i>Helietta parvifolia</i>	1.68	1.86	5.66	3.07							25.00	32.94
<i>Celtis pallida</i>	1.60	1.08	3.77	2.15	2.35	1.38	12.50	5.41				
<i>Acacia farnesiana</i>	0.53	0.85	3.77	1.72					37.55	39.23	25.00	33.93
<i>Forestiera angustifolia</i>	0.44	0.62	3.77	1.61								

<i>Ebenopsis ebano</i>	1.77	0.88	1.89	1.51								
<i>Yucca filifera</i>	0.27	0.21	3.77	1.42								
<i>Prosopis laevigata</i>	1.15	0.48	1.89	1.17	61.18	83.93	12.50	52.54	36.33	37.50	25.00	11.86
<i>Castela texana</i>	0.27	0.05	1.89	0.74								
<i>Bernardia myricaefolia</i>	0.09	0.17	1.89	0.71								
<i>Randia rhagocarpa</i>	0.18	0.06	1.89	0.71								
<i>Guaiacum</i>												
<i>angustifolium</i>	0.18	0.05	1.89	0.70								
<i>Leucophyllum texanum</i>	0.09	0.07	1.89	0.68								
Suma	100.00											

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

Diversidad alfa

Riqueza de especies (S).– El sitio que presentó una riqueza específica superior con respecto a los otros dos, fue el área de Referencia con 21 especies, seguido del área de Ganadería con 8 especies, mientras que el área de Regeneración registró 4 especies, siendo el más bajo de los tres (Figura 4). García y Jurado (2008) registraron en su estudio una riqueza específica menor que el área de Referencia, pero superior a las otras dos. Jiménez *et al.* (2009) en su investigación registraron un riqueza específica superior, una de las razones que puede explicar esta razón es que Jiménez evaluó a todos los individuos mayores a un centímetro, mientras que la presente investigación evaluó a todos los individuos mayores a cinco centímetros, siendo esta una de las posibles variables que marca la diferencia entre ambas investigaciones. Jiménez *et al.* (2012) registraron una riqueza específica menor al área de Referencia, pero mayor a las otras dos. Pequeño *et al.* (2013) evaluó un área post–pecuaria registrando un valor inferior al área de Referencia, pero superior a las otras dos.

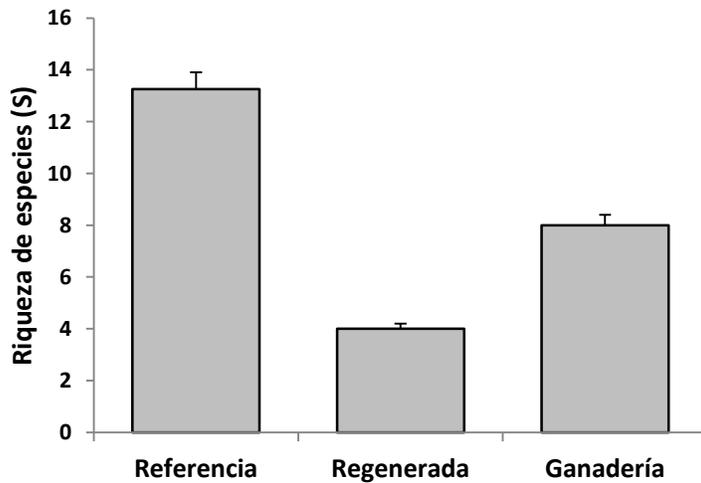


Figura 4. Riqueza de especies “S” (media y error típico) para las áreas evaluadas.

Índice de Margalef (D_{Mg}).— La comparación entre áreas (Figura 5) muestra diferencias estadísticamente significativas ($F=189.5$, $G.L.=2$, $P<0.001$). El área de Referencia obtuvo un índice de riqueza de especies de Margalef (D_{Mg}) de 2.16 ± 0.17 , siendo el más alto con respecto a las otras dos, seguido de Ganadería con 1.69 ± 0.05 ; y por último, y más bajo el de Regeneración con 0.69 ± 0.30 . Margalef (1951) menciona que valores menores de dos y cercanos a cero denotan una baja riqueza del sitio de estudio; mientras que valores superiores y más lejanos a dos sugieren una riqueza de especies alta. Alanís *et al.* (2008a) registró valores similares a los del área de Referencia, pero muy diferentes a las otras dos áreas, donde evaluó cuatro tipos de perturbación agropecuaria. Pequeño *et al.* (2013) coincide con el área de Ganadería registrando valores inferiores a dos en un área post-pecuaria. La riqueza específica y diversidad de especies son dos de las variables más afectadas por la actividad ganadera, presumiblemente esto se puede deber a la dieta del ganado, el cual es selectivo y no consumen toda la vegetación existente, sino solo algunas especies palatables, dejando otras que no forman parte de la dieta del mismo.

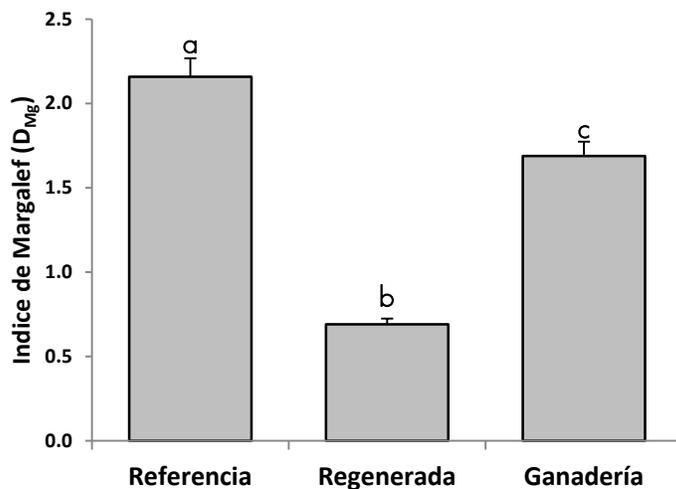


Figura 5. Índice de Margalef “ D_{Mg} ” (media y error típico) para las áreas evaluadas. Columnas compartiendo las misma letra no difieren estadísticamente a un nivel de $P > 0.05$, utilizando la prueba de Bonferroni.

Índice de Shannon-Weaver (H').- El análisis de varianza entre áreas muestra diferencias estadísticamente significativas ($F=55.5$, $G.L.=2$, $P < 0.001$). La diversidad alfa (H') en la presente investigación se obtuvo con el índice de Shannon–Weaver, el cual arrojó los siguientes resultados; el área de Referencia obtuvo un valor de 1.95 ± 0.17 , la Regenerada de 1.31 ± 0.02 y por último Ganadería presentó un valor de 1.21 ± 0.06 . Las diferencias entre las áreas de Referencia/Ganadería y Referencia/Regenerada fueron altamente significativas con $P < 0.000$ en ambos casos; la comparación de Regenerada/Ganadería no difieren estadísticamente (Figura 6). Shannon–Weaver (1948) mencionan que valores cercanos a cero representan una baja diversidad, mientras que valores cercanos a cinco o mayores indican una alta diversidad. Alanís *et al.* (2008a); González *et al.* (2010); Jiménez *et al.* (2012); Molina *et al.* (2013); registraron un valor superior al registrado en las áreas del presente estudio, en áreas con diferente historial, pero en el mismo tipo de ecosistema en sus respectivas investigaciones; Pequeño *et al.* (2013) reportó valores inferiores a los obtenidos con respecto a este estudio en un área post-pecuaria del MET.

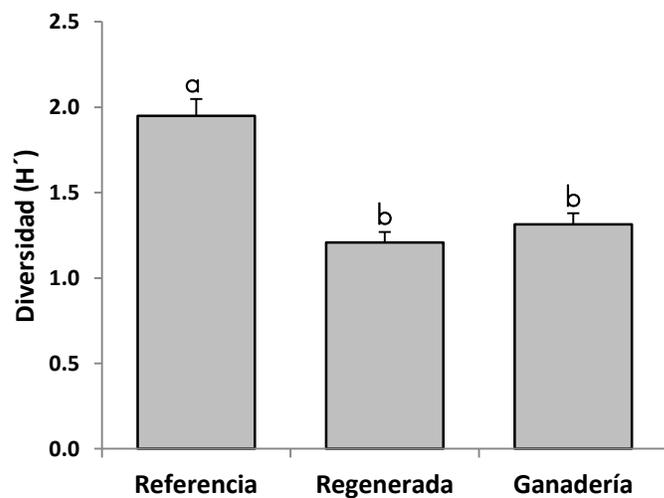


Figura 6. Índice de Shannon “*H*” (media y error típico) para las áreas evaluadas. Columnas compartiendo las misma letra no difieren estadísticamente a un nivel de $P > 0.05$, utilizando la prueba de Bonferroni.

Diversidad beta

Índice de similitud (o disimilitud) Bray–Curtis. Las áreas que presentaron mayor similitud entre sí, fueron el área de Ganadería con el área de Regeneración, los cuales registraron un porcentaje de similitud de poco más del 50%; mientras que estas dos mismas áreas apenas registraron poco más del 10% de similitud con respecto al área de Referencia (Figura 7). De manera cuantitativa se pone de manifiesto que áreas con similitud de condiciones ambientales (edáficas, topográficas, altitudinales, clima) presentan diferencias en la composición de especies debido a su historial de uso. Esta información concuerda con la de Alanís et al. (2013), donde evaluaron áreas del MET con diferente historial de uso silvoagropecuario y registraron valores de similitud menores a 28%.

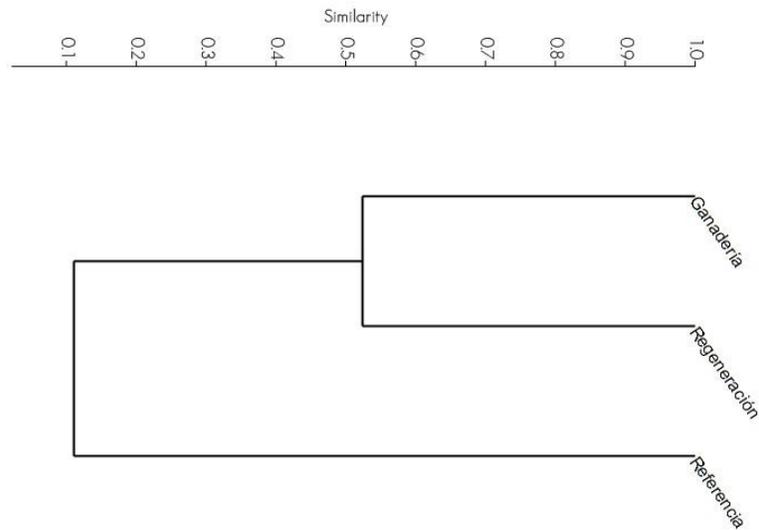


Figura 7. Dendrograma de disimilitud (o similitud) basado en el índice de Bray-Curtis. Relación de tres comunidades vegetales del MET con diferente historial.

CONCLUSIONES

De acuerdo a los objetivos planteados y los resultados obtenidos se manifiestan las siguientes conclusiones: 1) que la actividad ganadera disminuye significativamente la abundancia (ind/ha), dominancia (área de copa) y diversidad alfa (índice de Margalef e índice de Shannon) de las comunidades de especies arbóreas y arbustivas; 2) y que estas comunidades resultantes presentan una baja similitud de especies, favoreciendo el establecimiento de especies que se presentan en las primeras fases sucesionales. La presente investigación aporta elementos cuantitativos de la vegetación arbórea y arbustiva en tres comunidades con diferente historial antropogénico del matorral espinoso tamaulipeco, las cuales sentarán las bases para futuros programas de manejo y restauración de ecosistemas.

AGRADECIMIENTOS

A la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad Autónoma de Nuevo León, por todas las facilidades otorgadas para el establecimiento y desarrollo de la investigación. Se le agradece al Ing. Francisco Guadalupe Pérez Pérez por su

apoyo en las actividades de campo. El proyecto fue financiado por el proyecto PROMEP/103.5/12/3585.

REFERENCIAS

Abril, Y. R. 2011. Sistemas agroforestales como alternativa de manejo sostenible en la actividad ganadera de la Orinoquia Colombiana. *Revista Sistemas de Producción Agroecológica* 2(1):103-127.

Alanís E., J. Jiménez, D. Espinoza, E. Jurado, O. A. Aguirre, M. A. González, 2008a. Evaluación del estrato arbóreo en un área restaurada post-incendio en el Parque Ecológico Chipinque. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 14(2):113-118.

Alanís E., J. Jiménez, O. A. Aguirre, E. Treviño, E. Jurado, M. A. González. 2008b. Efecto del uso del suelo en la fitodiversidad del matorral espinoso tamaulipeco. *Revista Ciencia UANL* 11(1): 56-62.

Alanís, E., J. Jiménez, M. A. González, J. I. Yerana, L. G. Cuellar, A. Mora-Olivo. 2013. Análisis de la vegetación secundaria del matorral espinoso tamaulipeco, México. *Phyton International Journal of Experimental Botany*. 82:221-228.

Arriaga, L. 2009. Implicaciones del cambio de uso de suelo en la biodiversidad de los matorrales xerófilos: un enfoque multiescalar. *Investigación ambiental*, 1(1): 6-16.

Beals, E. W. 1984. Bray-Curtis ordination: an effective strategy for analysis of multivariate ecological data. *Advances in Ecological Research* 14(1): 55.

Canizales P. A., E. Alanís, R. Aranda, J. M. Mata, J. Jiménez, G. Alanís, J. I. Uvalle y M. G. Ruíz. 2009. Caracterización estructural del matorral submontano de la Sierra Madre Oriental, Nuevo León. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*. 15 (2):115-120.

- Espinoza R. B. y J. de 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. *Revista Chapingo Serie de Ciencias Forestales y del Ambiente* 11(1):25-31.
- Estrada, E., A.D. Yen y J. Villarreal. 2004. Leguminosas del centro del estado de Nuevo León, México. *Anales del Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Serie Botánica* 75: 73-85.
- FAO, 2009. El estado mundial de la agricultura y la alimentación. La ganadería, a examen. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. Roma, Italia. 3 y 4 pp.
- García, J. y E. Jurado. 2008. Caracterización del matorral con condiciones prístinas en Linares N. L., México. *Ra Ximhai*, 4(1): 1-21.
- González, H., R. Ramírez, I. Cantú, M. Gómez y J.I. Uvalle. 2010. Composición y Estructura de la vegetación en tres sitios del estado de Nuevo León, México. *Polibotánica*, 29: 91-106.
- Herrera, A. 2000. La clasificación numérica y su aplicación en ecología. Instituto Tecnológico de Santo Domingo, Santo Domingo, República Dominicana. 221-227 pp.
- Jiménez, J., E. Alanís, O. A. Aguirre, M. Pando, M. A. González. 2009. Análisis sobre el efecto del uso del suelo en la diversidad estructural del matorral espinoso tamaulipeco. *Madera y Bosques* 15(3):5-20.
- Jiménez, J., E. Alanís, J. L. Ruiz, M. A. González, J. I. Yerena, y G. Alanís. 2012. Diversidad de la regeneración leñosa del matorral espinoso tamaulipeco con historial agrícola en el noreste de México. *Revista Ciencia UANL*, Año 15, 58: 66-71.
- Magurran A. 2004. *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Science Ltd. Blackwell Publishing Company. Pp 106-121.

- Margalef, R. 1951. Diversidad de especies en las comunidades naturales. Instituto de Biología Aplicada. Barcelona (9):5-27.
- Molina, V. M.; M. Pando, E. Alanís, P. A. Canizales, H. González, J. Jiménez. 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(2):361-371
- Moreno C. E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. Manual y tesis SEA. Editado por Cooperación Iberoamericana (CYTED), Unesco (Orcyt) y SEA. Vol. 1. Pachuca, Hidalgo, México. 83 pp.
- Müeller-Dombois D. y H. Ellenberg. 1974. Aims and methods of vegetation ecology. John Wiley and Sons, New York, NY, USA. pp. 54.
- Pequeño, M.A., E. Alanís, J. Jiménez, M. A. González, J. I. Yerena, L. G. Cuellar, G. A. Mora. 2013. Análisis de la restauración pasiva post-pecuaria en el matorral esponoso tamaulipeco del noreste de México. *Ciencia UAT*. 24(2) 2012:48-53 pp.
- Rzedowski, J. 2006. Vegetación de México. 1ª Edición digital, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México. 504.
- Sadeghian K., S. Rivera, J.M. Gómez. 1999. Impacto de la ganadería sobre las características físicas, químicas y biológicas de suelos en los andes de Colombia. *Agroforestería para la producción animal en América Latina*. Roma (Italia), FAO. P 123-142. Estudio FAO Producción y Sanidad Animal No. 143. 1999.
- SAGARPA 2006. Programa sectorial de agricultura, ganadería, desarrollo rural, pesca y alimentación 2001-2006. 26.
- SAGARPA 2009. Nuevo León: Agenda de innovación agroindustrial. 30.
- SEMARNAT 2006. El Medio Ambiente en México 2005: en resumen. México. 91.

- Shannon, C. E. & Weaver, W. 1949. The mathematical theory of communication. Urbana-Chicago-London. University of Illinois Press; pp. 134-154.
- Steinfeld, H., P. Gerber, T. Wassenaar, V. Castel, M. Rosales y C. de Haan. 2006. Livestock's long shadow. Environmental issues and options. FAO, Roma, Italia. 5-6 pp.
- Villanueva, C., C.J. Sepúlveda, Ibrahim, M. 2011. Manejo agroecológico como ruta para lograr la sostenibilidad de fincas con café y ganadería. Turrialba, Costa Rica. CATIE. Serie Técnica. Informe Técnico 387. 96-97pp.
- Whittaker, R.H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon* 21: 213–251.

CAPÍTULO V

COMPOSICIÓN Y DIVERSIDAD VEGETAL DE UN ÁREA DE MATORRAL
DESÉRTICO MICRÓFILO CON HISTORIAL PECUARIO EN EL NORESTE DE
MÉXICO

DIVERSITY AND PLANT COMPOSITION OF A MICROPHYLL DESERT
SCRUBLAND AREA, WITH LIVESTOCK HISTORY LAND USE, IN NORTHEAST
OF MÉXICO



Fotografía tomada en Santa Catarina, Nuevo León, México. Matorral desértico micrófilo con cambio de uso de suelo para actividades pecuarias.

Composición y diversidad vegetal de un área de matorral desértico micrófilo con historial pecuario en el Noreste de México

Diversity and plant composition of a microphyll desert scrubland area, with livestock history land use, in northeast of México

Resumen

Las agrupaciones de matorral desértico ocupan la mayor parte de la extensión de las regiones áridas de México y son áreas que comúnmente se encuentran bajo constante presión antropogénica. Este estudio aborda la caracterización de la diversidad vegetal del matorral desértico micrófilo en el noreste de México. Para cumplir los objetivos se establecieron 25 sitios de muestreo de 10×10 (100 m^2), dentro de las cuales se censaron los arbustos y árboles $\geq 0.5 \text{ cm}$ de diámetro ($d_{0.10}$), y se midió diámetro de copa (d_{copa}). Se calcularon los parámetros ecológicos de abundancia (A_r), dominancia (D_r), frecuencia (F_r), Índice de Valor de Importancia (IVI), índice de Margalef (D_{Mg}), índice de Shannon (H') e índice de Pretzsch (A). Los resultados muestran a *Gutierrezia microcephala* como la especie más abundante con 584 N/ha (33%), seguida de *Prosopis glandulosa* con 368 N/ha (21%); la especie que presentó mayor valor de dominancia y frecuencia fue *P. glandulosa* con $1574 \text{ m}^2/\text{ha}$, con presencia en 19 de los 25 sitios, lo cual incide en el IVI, siendo la especie que presenta el valor más alto con 34.6%. Se obtuvo un valor de $D_{Mg}=2.29$ para riqueza de especies y un índice de diversidad de $H'=1.87$.

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

SUMMARY

The desert scrub vegetation covers most of the arid areas in northeast Mexico. These areas are under continuous human pressure. This study addresses the plant diversity characterization in a microphyll desert scrub vegetation of the northeast Mexico. A total of 25 sampling sites of 100 m^2 ($10 \times 10 \text{ m}$) were established. In the sampling plots all shrubs and trees with the following

characteristics: $\geq 0.5\text{cm}$ in diameter ($d_{0.10}$), and crown diameter (d_{copa}) were measured. Ecological parameters as abundance (A_r), dominance (D_r), frequency (F_r), and importance values index (IVI), Margalef index (D_{MG}), Shannon (H') and Pretzsch indexes (A) were calculated. The results shown that *Gutierrezia microcephala* was the most abundant species with 584 N/ha (33 %), followed by *Prosopis glandulosa* with 368 N/ha (21%); *P. glandulosa* was the species that showed the highest values in dominance and frequency with presence in 19 out of 25 sampling sites, which influences the IVI values of this species (34.6%). The estimated species richness and diversity for the areas were 2.29 and 1.87 respectively.

Key words: Species richness, Importance values index, Regeneration.

INTRODUCCIÓN

La vegetación de las regiones de clima seco de México se conoce como matorral xerófilo (Rzedowski, 2006), pero dentro de esta denominación general se incluyen numerosos tipos de vegetación, entre los que destaca el matorral desértico micrófilo, propio de terrenos planos.

El matorral desértico micrófilo agrupa las comunidades en que las plantas que imprimen el carácter fisonómico a la vegetación corresponden a arbustos de hoja o foliolo pequeño. Estas agrupaciones son las que ocupan la mayor parte de la extensión de las regiones áridas de México. En el matorral desértico micrófilo predominan los elementos arbustivos de hoja pequeña que incluyen casi siempre a *Larrea tridentata* y *Flourensia cernua* (Rzedowski, 2006). *L. tridentata* (La Gobernadora) es un arbusto de 2 a 3 m de altura que se distribuye en forma casi ininterrumpida desde Nevada, Utah, Nuevo México y Texas (en Estados Unidos) hasta Guanajuato, Querétaro e Hidalgo (en México) donde es una de las especies más abundantes y conspicuas (Rzedowski y Calderón, 1988).

La diversidad es un concepto que permite diferentes interpretaciones, aunque, en general se emplea como sinónimo de diversidad de especies (Gadow *et al.*, 2007).

Las medidas de diversidad se dividen en tres categorías; índices de *riqueza* , los cuales son una medida del número de especies en una unidad de muestreo definida; *modelos de abundancia de especies*, los cuales describen la distribución de su abundancia; y los índices basados en la *abundancia proporcional de especies*, que pretenden resolver la riqueza y la uniformidad en una expresión sencilla (Magurran, 2004).

Magurran (2004) menciona que las medidas de riqueza tienen un gran atractivo intuitivo y evitan muchos de los obstáculos que pueden encontrarse al utilizar modelos e índices, las medidas de riqueza proporcionan una expresión comprensible e instantánea de la diversidad. La riqueza como una medida de diversidad, se ha utilizado con frecuencia en muchos estudios de vegetación, como los de Navar *et al.* (2009), León *et al.* (2009), Canizales *et al.* (2010), Jiménez *et al.* (2012) y Noy-Meir *et al.* (2012).

En ecosistemas de matorral los estudios son escasos y solo existen algunos recientes en el matorral del noreste de México, como los de Canizales *et al.* (2009), en el matorral submontano en la Sierra Madre Oriental de México; Jiménez *et al.* (2012), en el matorral espinoso tamaulipeco con historial agrícola. Resultan ser aún más escasas las investigaciones en el matorral desértico micrófilo.

A nivel nacional e internacional existe una extensa literatura sobre diversidad de especies, riqueza de especies y parámetros ecológicos de abundancia, dominancia y frecuencia, como los de Marcelo *et al.* (2007) en los bosques estacionalmente secos en un distrito del Perú; el de Alvis, (2009) en un bosque natural de Cauca, Colombia; el de Alanís *et al.* (2011) en un ecosistema templado en el parque ecológico, Chipinque, México; el de Noy-Meir *et al.* (2012) en un bosque espinal en Córdoba, Argentina.

Por lo mencionado en párrafos anteriores la investigación tiene como objetivo caracterizar la vegetación arbórea y arbustiva (≥ 5 cm de diámetro (d_{10})) del matorral desértico micrófilo en el Noreste de México, mediante: 1) la riqueza de especies (índice de Margalef), 2) la diversidad α (índice de Shannon), 3) los

Toma de datos

En el verano del año 2010 se evaluó una comunidad vegetal del matorral desértico micrófilo, donde se consideraron las suculentas, los arbustos y los árboles. Para ello, se establecieron 25 sitios de muestreo de 10 × 10 m (100 m²) distribuidos aleatoriamente. En los sitios de muestreo se realizó un censo de todos los arbustos y árboles ≥ 0.5cm de diámetro basal ($d_{0.10}$) y de todas las suculentas. A todos los individuos se les efectuaron mediciones de diámetro de copa (d_{copa}), registrando la distancia en sentido norte-sur y este-oeste, y a los arbustos y árboles se les midió el diámetro basal ($d_{0.10}$). Se realizaron colectas botánicas de todas las especies, que posteriormente fueron identificadas y depositadas en el herbario de la Facultad de Ciencias Biológicas de la Universidad Autónoma de Nuevo León (UANL).

Análisis de los datos

Valor de importancia. Por especie se determinó su abundancia, de acuerdo al número de árboles, su dominancia, en función del área de copa, y su frecuencia con base en su existencia en los sitios de muestreo. Los resultados se utilizaron para obtener un valor ponderado a nivel de especie denominado Índice de Valor de Importancia (IVI), que adquiere valores porcentuales en una escala del 0 al 100 (Mostacedo y Fredericksen, 2000).

i. Abundancia (AR_i)

La abundancia relativa y absoluta se evaluó mediante la siguiente fórmula:

$$A_i = N_i / S$$

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

Dónde:

- A_i es la abundancia absoluta
- AR_i es la abundancia relativa de la especie i respecto a la abundancia total
- N_i es el número de individuos de la especie i
- S la superficie de muestreo (ha).

ii. Dominancia (DR_i)

La dominancia relativa y absoluta se evaluó mediante la siguiente fórmula:

$$D_i = \frac{Ab_i}{S(ha)}$$

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

Dónde:

- D_i es la dominancia absoluta
- donde DR_i es la dominancia relativa de la especie i respecto a la dominancia total
- Ab el área de copa de la especie i
- S la superficie (ha).

iii. Frecuencia (FR_i)

La frecuencia relativa y absoluta se obtuvo con la siguiente ecuación:

$$F_i = \frac{P_i}{NS}$$

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

Dónde:

- F_i es la frecuencia absoluta,
- donde FR_i es la frecuencia relativa de la especie i respecto a la frecuencia total
- P_i es el número de sitios en la que está presente la especie i
- NS el número total de sitios de muestreo

iv. Índice de valor de importancia (IVI)

El índice de valor de importancia (IVI) se define como (Moreno, 2001):

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

v. Riqueza de especies

Para estimar la riqueza de especies se utilizó el índice de Margalef (D_{Mg}), mediante la siguiente ecuación:

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

vi. Diversidad alfa

Para la diversidad alfa se utilizó el índice de Shannon & Weaver (H'), mediante la siguiente ecuación (Shannon, 1948; Magurran, 2004):

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

$$p_i = n_i / N$$

Dónde:

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

vii. Índice de distribución vertical de especies (A)

Para la caracterización de la estructura vertical de las especies se utilizó el índice de distribución vertical de especies (A) (Pretzsch, 2009; Del Río *et al.*, 2003). A indica valores entre 0 y un valor máximo (A_{max}). Un valor $A=0$ significa que el rodal está constituido por una sola especie que ocurre en un sólo estrato. A_{max} se alcanza cuando la totalidad de las especies ocurren en la misma proporción tanto en el rodal como en los diferentes estratos (Pretzsch, 2009; Corral *et al.*, 2005). Para la estimación de distribución vertical de las especies, se definieron tres zonas de altura (Pretzsch, 2009; Jiménez *et al.*, 2001), siendo éstas: zona I: 80%-100% de la altura máxima del área; zona II: 50%-80%, y zona III: de 0 a 50%. Este índice (A) sirve para determinar la diversidad estructural en cuanto a la distribución vertical de las especies y se calcula con la siguiente fórmula:

$$A = - \sum_{i=1}^S \sum_{j=1}^Z p_{ij} \times \ln p_{ij}$$

Donde S= número de especies presentes; Z= número de estratos de altura; p_{ij} = porcentaje de especies en cada zona, y se estima mediante la siguiente ecuación $p_{ij}=n_{i,j}/N$; donde $n_{i,j}$ = número de individuos de la misma especie (i) en la zona (j) y N= número total de individuos.

Para poder comparar el índice de Pretzsch es necesario estandarizarlo y esto se realiza mediante el valor de A_{max} , que se calcula de la siguiente manera:

$$A_{max} = \ln(S \times Z)$$

Entonces se puede estandarizar el valor de A acorde a:

$$A_{rel} = \frac{A}{\ln(S \times Z)} \times 100$$

A partir de esto se pueden hacer comparaciones entre rodales en los que ocurren especies diferentes.

Para el análisis de la información se utilizó el software estadístico de licencia libre “R” ver. 2.15-0 y la paquete Vegan para el análisis de diversidad.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En el área evaluada se registraron 9 familias, 14 géneros y 15 especies. Las familias *Fabaceae* y *Cactaceae* son las que registraron más especies con 3 cada una, seguidas de las familias *Asteraceae* y *Koeberliniaceae* con dos especies; para las familias restantes solo se registró una especie (Cuadro 1).

Cuadro 1. Lista de especies registradas en el matorral desértico micrófilo del área de estudio. La clasificación es por orden alfabético de las especies.

Nombre científico	Nombre común	Familia	Forma de crecimiento
<i>Acacia farnesiana</i> Willd.	Huizache	Fabaceae	Árbol, arbusto
<i>Agave lechuguilla</i> Torr.	Lechuguilla	Agavaceae	Roseta
<i>Castela erecta</i> subsp. <i>texana</i> (Torr. & A. Gray) Cronquist	Chaparro amargoso	Simaroubaceae	Arbusto
<i>Celtis pallida</i> Torr.	Granjeno	Ulmaceae	Arbusto
<i>Cordia boissieri</i> A. DC.	Anacahuita	Boraginaceae	Arbusto
<i>Cylindropuntia leptocaulis</i> (I.M. Johnst.) Isely	Tasajillo	Cactaceae	Arbusto

<i>Echinocereus poselgeri</i> Lam.	Cola de rata	Cactaceae	Arbusto
<i>Echinocereus stramineus</i> (Engelm.) Rümpler	Alicoche	Cactaceae	Arbusto
<i>Guaiacum angustifolium</i> Engelm.	Guayacán	Zygophyllaceae	Arbusto
<i>Gutierrezia microcephala</i> (DC.) A. Gray	Escobilla	Asteraceae	Subarbusto
<i>Koeberlinia spinosa</i> Zucc.	Corona de cristo	Koeberliniaceae	Arbusto
<i>Larrea tridentata</i> (Sessé & Moc. ex DC.) Coville	Gobernadora	Zygophyllaceae	Arbusto
<i>Parkinsonia texana</i> var. <i>macra</i> (I.M. Johnst.) Isely	Palo verde	Fabaceae	Árbol, arbusto
<i>Parthenium argentatum</i> A. Gray	Guayule	Asteraceae	Subarbusto
<i>Prosopis glandulosa</i> Torr.	Mezquite	Fabaceae	Árbol, arbusto

Valores de importancia

Abundancia. En cuanto al número de individuos por hectárea, tres especies fueron las más abundantes. La especie *Gutierrezia microcephala* (*Asteraceae*) con 584 individuos por hectárea (N/ha) fue la más abundante, seguida por *Prosopis Glandulosa* (*Fabaceae*) con 368 N/ha y *Castella erecta* (*Simaroubaceae*) con 300 N/ha (Cuadro). Estas especies han sido señaladas como indicadoras de sobrepastoreo y perturbación (Carey, 1994; Palacios, 2006) y de suelos pobres (Kelly *et al.*, 2001).

Gutierrezia microcephala se distribuye por el norte de México, en Sonora, Chihuahua, Coahuila y Nuevo León; sur de Texas, Colorado, Utah y California en los Estados Unidos y se la puede encontrar en matorrales áridos y en pastizales. *P. glandulosa* en México se distribuye en los estados de Coahuila, Nuevo León y Tamaulipas; en el suroeste de los estados unidos es una especie que se considera agresiva e intensamente combatida (Rzedowski, 1988) y se encuentra condicionada al sobrepastoreo (Palacios, 2006). *C. erecta* se distribuye en los estados de Chihuahua, Coahuila, Durango, Nuevo León, Oaxaca, Puebla, San Luis Potosí y Tamaulipas; y en Estados Unidos en Texas, básicamente en el matorral xerófilo en suelos rocosos y calizos (Kelly *et al.*, 2001).

Dominancia. Las especies dominantes pertenecen a las familias *Fabaceae* y *Simarubaceae*, con 1554 m²/ha de cobertura de copa; *P. glandulosa* es la especie

más dominante y abarca el 62% de la cobertura del área de estudio. La especie que le continúa es *C. erecta* con 516 m²/ha correspondientes al 20.6% de la cobertura del área de estudio, y una tercera especie es *A. farnesiana* con 145 m²/ha y una dominancia relativa de 6%. La especie menos dominante es una suculenta y pertenece a la familia *Cactaceae*, dicha especie, *E. stramineus*, presenta menos de 1m²/ha de cobertura, seguida *C. pallida* y *E. poselgeri* con 2.5 y 3.8 m²/ha respectivamente (Cuadro 2). El área evaluada presenta 2505 m²/ha de cobertura, lo que representa una cobertura baja, es decir tres cuartas partes del área muestreada se encuentran desprovistas de vegetación.

Frecuencia. Las especies con mayor frecuencia son *P. glandulosa* y *C. erecta*, presentes en 19 de los 25 sitios de muestreo, con 21% de frecuencia relativa; la especie inmediata inferior es *P. argentatum* presente en 12 sitios. Las especies menos frecuentes son *A. farnesiana*, *C. pallida*, *C. boissieri* y *L. tridentata* presentes en 1 de los 25 sitios de muestreo (Cuadro 2).

Índice de Valores de importancia (IVI). El mayor peso ecológico, con un IVI del 35%, lo tiene *P. glandulosa*. Las especies que le continúan en importancia son *C. erecta* con 19.5% de IVI y *G. microcephala* con 15.2%. Las especies con menor peso ecológico son *C. pallida* y *L. tridentata* con 0.5% y *K. spinosa* con 0.9% de IVI (Cuadro 2).

Cuadro 2. Valores de importancia para las especies del matorral desértico micrófilo del área de estudio. La clasificación es por orden alfabético de las especies.

Especie	Abundancia		Dominancia		Frecuencia		Valores de importancia	
	Abs	Rel	Abs	Rel	Abs	Rel	IVI	IVRel
	N/ha	%	m ² /ha	%	N/ Sitio	%		
<i>Acacia farnesiana</i>	16	1	145	6	1	1	8	3
<i>Agave lechuguilla</i>	224	13	35	1	2	2	16	5

<i>Castela erecta</i>	300	17	516	21	19	21	58	19
<i>Celtis pallida</i>	4	0	3	0	1	1	1	0
<i>Cordia boissieri</i>	8	0	58	2	1	1	4	1
<i>Cylindropuntia leptocaulis</i>	28	2	56	2	6	7	10	3
<i>Echinocerus poselgeri</i>	28	2	4	0	3	3	5	2
<i>Echinocerus stramineus</i>	24	1	0	0	6	7	8	3
<i>Guaiacum angustifolium</i>	48	3	26	1	5	6	9	3
<i>Gutierrezia microcephala</i>	584	33	51	2	10	11	46	15
<i>Koeberlinia spinosa</i>	8	0	5	0	2	2	3	1
<i>Larrea tridentata</i>	4	0	7	0	1	1	2	1
<i>Parkinsonia texana</i>	8	0	25	1	2	2	4	1
<i>Parthenium argentatum</i>	140	8	20	1	12	13	22	7
<i>Prosopis glandulosa</i>	368	21	1554	62	19	21	104	35
	1792	100	2505	100	90	100	300	100

Ref: **Abs**=Valores absolutos; **Rel**=Valores relativos (%); **N/ha**=Número de árboles por hectárea; **IVI**=índice de valor de importancia; **IVI_{rel}**= Índice de valores de importancia relativos (%).

Riqueza de especies

En los 25 sitios de muestreo se encontró un total de 15 especies desde suculentas hasta árboles (Cuadro). El valor de riqueza (D_{Mg}), fue 2.29 que comparado con otros estudios en distintos tipos de vegetación (Alanís *et al.*, 2010a; Alanís *et al.*, 2010b; Canizales *et al.*, 2009 y Villavicencio *et al.*, 2005), indica una riqueza media e incluso baja, que pudiera estar relacionada con el grado de perturbación del área.

Diversidad alfa

El índice de Shannon-Weaver (H') es de 1.87, que indica mayor diversidad comparado con el estudio Análisis de la diversidad arbórea en áreas restauradas

post-incendio en el parque ecológico Chipinque, México ($H'=1.56$); de Alanís *et al.*, (2010a) pero menor con los datos reportados por Alanís *et al.*, (2010b) en su estudio en un bosque tropical caducifolio ($H'=2.69$); Canizales *et al.*, (2009), Caracterización estructural del matorral submontano de la Sierra Madre Oriental ($H'=3.0$), y Villavicencio *et al.*, (2005), Caracterización estructural y diversidad de comunidades arbóreas de La Sierra de Quila ($H'=2.23$).

Índice de distribución vertical de las especies (Pretzsch)

El análisis de la distribución vertical se realizó definiendo tres estratos, alto, medio y bajo. El estrato alto se encuentra conformado por *A. farnesiana* y *P. glandulosa* con 4 y 16 individuos por hectárea (N/ha) en esta clasificación de altura. El estrato medio lo conforman cinco especies y dos son las que lo dominan *P. glandulosa* y *C. erecta* con 56 y 16 N/ha constituyendo el 67 y 19% de las especies presentes en este estrato (Cuadro 3). Para el estrato bajo se encontraron todas las especies del área de estudio. La especie más abundante en esta clasificación fue *G. microcephala* con 584 N/ha, seguida de *P. glandulosa* con 296 N/ha, *C. erecta* y *A. lechuguilla* con 284 y 224 N/ha respectivamente (Cuadro 3).

Cuadro 3. Valores del índice vertical de Pretzsch para el matorral desértico micrófilo del área de estudio.

	Índice de Pretzsch			
	N	N/ha	Proporción (%)	
Estrato I			Del total	En la zona
<i>Acacia farnesiana</i>	1	4	0.2	20
<i>Prosopis glandulosa</i>	4	16	0.9	80
Suma	5	20	1.1	100
Estrato II				
<i>Acacia farnesiana</i>	1	4	0.2	5
<i>Castela erecta</i>	4	16	0.9	19
<i>Cordia boissieri</i>	1	4	0.2	5

<i>Parkinsonia texana</i>	1	4	0.2	5
<i>Prosopis glandulosa</i>	14	56	3.1	67
Suma	21	84	4.7	100
Estrato III				
<i>Acacia farnesiana</i>	2	8	0.4	0
<i>Agave lechuguilla</i>	56	224	12.5	13
<i>Castela erecta</i>	71	284	15.8	17
<i>Celtis pallida</i>	1	4	0.2	0
<i>Cordia boissieri</i>	1	4	0.2	0
<i>Cylindropuntia leptocaulis</i>	7	28	1.6	2
<i>Echinocerus poselgeri</i>	7	28	1.6	2
<i>Echinocerus stramineus</i>	6	24	1.3	1
<i>Guaiacum angustifolium</i>	12	48	2.7	3
<i>Gutierrezia microcephala</i>	146	584	32.6	35
<i>Koeberlinia spinosa</i>	2	8	0.4	0
<i>Larrea tridentata</i>	1	4	0.2	0
<i>Parkinsonia texana</i>	1	4	0.2	0
<i>Parthenium argentatum</i>	35	140	7.8	8
<i>Prosopis glandulosa</i>	74	296	16.5	18
Suma	422	1688	94.2	100
Suma total	448	1792	100	300

El valor obtenido a partir del índice vertical de especies (A) fue 2.04 con un A_{max} de 3.08 y un A_{rel} de 53.8% lo que indica diversidad estructural media en los estratos de altura; valores de A_{rel} cercanos a 100% indican que todas las especies se encuentran distribuidas equitativamente en los tres estratos de altura. Estos resultados muestran similitudes con los presentados por Alanís *et al.* (2010a), Jiménez *et al.* (2009) y Villavicencio *et al.* (2005).

CONCLUSIONES

De acuerdo a los resultados obtenidos en la presente investigación se presentan las siguientes conclusiones; 1) las especies con mayor índice de valor de importancia registradas se clasifican como indicadoras de sobrepastoreo o disturbio, lo cual constituye un reflejo del historial de uso del suelo; 2) la especie *Prosopis glandulosa* registró un 34.6% de *IVI* siendo la especie que presenta mayor peso ecológico en el área de estudio; 3) el matorral desértico micrófilo del área de estudio muestra alta capacidad de regeneración, presentando una riqueza de especies de $S=15$; 4) los valores de diversidad muestran una heterogeneidad media en cuando a la distribución porcentual de las especies; 5) en cuando al índice de distribución vertical se tiene que la vegetación presenta una diversidad media en los estratos, es decir, en un 53 % de A_{rel} . El evaluar este tipo de comunidades ayuda a su caracterización, ya que brindan un panorama detallado del estado en que se encuentran las comunidades vegetales, que soportan acciones para el manejo de los ecosistemas terrestres. La presente investigación aporta información básica para el manejo, restauración y rehabilitación de uno de los ecosistemas más representativos del noreste de México, el matorral desértico micrófilo de Nuevo León.

LITERATURA CITADA

- Alanís, R. E., J. Jiménez, A. Valdecantos, M. Pando, O. Aguirre y Treviño E., 2011. Caracterización de regeneración leñosa post-incendio de un ecosistema templado del Parque Ecológico Chipinque, México. *Revista Chapingo serie Ciencias Forestales y del Ambiente*. 17(1):31-39.
- Alanís, R. E., J. Jiménez, M. Pando, O.A. Aguirre, E.J. Treviño, P. Canizales, 2010a. Caracterización de la diversidad arbórea en áreas Restauradas post-incendio en el parque ecológico Chipinque, México. *Acta biol. Colomb.*, 15 (2): 309 – 324.

- Alanís, R. E., R.R. Aranda, J. M. Mata, P.A. Canizales, J. Jiménez, J. I. Uvalle, A. Valdecantos y M. G. Ruiz, 2010b. Riqueza y diversidad de especies leñosas del bosque tropical caducifolio en San Luis Potosí, México. *Ciencia UANL*. 8 (3): 287-293.
- Alvis, J., 2009. Análisis estructural de un bosque natural localizado en zona rural del municipio de Popayan. *Biotecnología en el Sector Agropecuario y Agroindustrial*. Facultad de ciencias agropecuarias. 7(1):115-122.
- Canizales, C., G. Alanís, S. Favela, M. Torres, E. Alanís, J. Jiménez, H. Padilla, 2010. Efecto de la actividad turística en la diversidad y estructura del bosque de galería en el noreste de México. *Ciencia UANL*. 13(1): 55-63.
- Canizales, P.A., E. Alanís, R. Aranda, J.M. Mata, J. Jiménez, G. Alanís, J. I. Uvalle y M.G. Ruíz, 2009. Caracterización estructural del matorral submontano de la Sierra Madre Oriental, Nuevo León. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*. 15 (2):115-120.
- Carey, J.H., 1994. *Gutierrezia microcephala*. In: Fire Effects Information System. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Fire Sciences Laboratory. [En línea]. Disponible en: <http://www.fs.fed.us/database/feis/> Fecha de consulta: 11 de octubre de 2012.
- Corral, J., O. Aguirre, J. Jiménez y S. Corral, 2005. Un análisis del efecto del aprovechamiento forestal sobre la diversidad estructural en el Bosque Mesófilo de Montaña “El Cielo”, Tamaulipas, México. *Investigaciones Agrarias: Sistema de Recursos Forestales*. 14(2):217-228.
- Del Río, M., F. Montes, I. Cañellas y G. Montero, 2003. Índices de diversidad estructural en masas forestales. *Investigaciones Agrarias: Sistema de Recursos Forestales*. 12(1):159-176.

- Gadow, K., O. Sánchez y J. Álvarez, 2007. Estructura y Crecimiento del Bosque. 287 Pp.
- Jiménez, J., O. Aguirre, H. Kramer, 2001. Análisis de la estructura horizontal y vertical en un ecosistema multicohortal de pino-encino en el norte de México. *Investigaciones Agrarias: Sistema de Recursos Forestales*. 10(2):355-366.
- 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 noreste de México. *Ciencia UANL*. 15(2):66-71.
- Jiménez, P.J., E. Alanís, Ó. Aguirre, M. Pando y M. González, 2009. Análisis sobre el efecto del uso del suelo en la diversidad estructural del matorral espinoso tamaulipeco. *Madera y Bosques*. 15(3): 5-20.
- Kelly, L.M., H. Ochoterena y R. Medina, 2001. Flora del valle de Tehuacán-Cuicatlán. Instituto de biología, UNAM. 25 Pp. [En línea]. Disponible en: <http://www.ibiologia.unam.mx/BIBLIO68/fulltext/fasiculosfloras/fas32-36.pdf>. Fecha de consulta: 11 de octubre de 2012.
- León, J., G. Vélez, A. Yepes, 2009. Estructura y composición florística de tres robledales en la región norte de la cordillera central de Colombia. *Rev. Biol. Trop.* 57(4): 1165-1182.
- Magurran, A., 2004. Measuring Biological Diversity. Blackwell Science Ltd. Blackwell Publishing Company. Oxford, UK. 256 Pp.
- Marcelo, J., C. Reynel, P. Zevallos, F. Bulnes, A. Pérez, 2007. Diversidad, composición florística y endemismos en los bosques estacionalmente secos alterados del distrito de Jaén, Perú. *Ecología Aplicada*. 6(1-2): 9-22.
- Moreno, C. E., 2001. Métodos para medir la biodiversidad. Manual y tesis SEA. Editado por Cooperación Iberoamericana (CYTED), Unesco (Orcyt) y SEA. Vol. 1. Pachuca, Hidalgo, México. 83 Pp.

- Mostacedo, B. y T. Fredericksen, 2000. Manual de métodos básicos de muestreo y análisis en ecología vegetal. Santa Cruz, Bolivia: Editora El País. 87 Pp.
- Navar, Ch., y E. González, 2009. Diversidad, estructura y productividad de bosques templados de Durango, México. *Polibotánica*. (27): 71-87.
- Noy-Meir, I., M. Mascó, M. Giorgis, D. Gurvich, D. Perazzolo, y G. Ruiz, 2012. Estructura y diversidad de dos fragmentos del bosque de Espinal en Córdoba, un ecosistema amenazado. *Bol. Soc. Argent. Bot.* 47(1-2): 119-133.
- Palacios, R.A., 2006. Los Mezquites Mexicanos: Biodiversidad y Distribución Geográfica. *Bol. Soc. Argent. Bot.* 41 (1-2): 99-121. [En línea]. Disponible en: www.scielo.org.ar/pdf/bsab/v41n1-2/v41n1-2a10.pdf. Fecha de consulta: 11 de octubre de 2012.
- Pretzsch, H., 2009. Forest Dynamics, Growth and Yield. From Measurement to Model. Springer-Verlag Berlín Heidelberg, Alemania. 664 p.
- Rzedowski, J., 1988. Análisis de la distribución geográfica del complejo *Prosopis* (Leguminosae, Mimosoideae) en Norteamérica. *Acta Botanica Mexicana* 3: 7-18. [En línea]. Disponible en: <http://redalyc.uaemex.mx/pdf/574/57400302.pdf>. Fecha de consulta: 11 de octubre de 2012.
- Rzedowski, J., 2006. Vegetación de México. 1ra. Edición digital. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México. 255 Pp.
- Rzedowski, J. y G. Calderón, 1988. Dos nuevas localidades de *Larrea tridentata* (Zygophyllaceae) en el Centro de México y su interés fitogeográfico. *Acta Botanica Mexicana*. (1): 7-9.
- Shannon, C., 1948. The mathematical theory of communication. En: The mathematical theory of communication. Shannon C.E. y Weaver W. (Ed). Univ. of Illinois Press Urbana. 29-125 Pp.

Villavicencio, G. R., P. Bauche, A. Gallegos, A. L. Santiago y F. M. Huerta, 2005.
Caracterización estructural y diversidad de comunidades arbóreas de La
Sierra de Quila. *Boletín IBUG*, vol. 13 (1): 67-76.

CAPÍTULO VI.

Conclusiones generales

A manera de resumen de todos los capítulos anteriores presentados en la investigación, se presentan las conclusiones generales de los resultados obtenidos.

De acuerdo a los resultados obtenidos en la investigación se puede concluir que la comunidad vegetal de referencia del MET presenta una riqueza específica de $S=21$, la cual es alta con respecto al estudio presentado por Jiménez y Alanís (2012) y Jiménez *et al.* (2012) en el mismo ecosistema. Por otra parte al presentarse individuos en las clases diamétricas menores, se refleja un estado de regeneración activo, lo que indica que la comunidad vegetal estudiada se encuentra en una dinámica activa de regeneración, a pesar del tiempo que lleva sin ser intervenida. Los resultados de la cobertura de copa fueron superiores a $10,000 \text{ m}^2$ (100%), lo que indica una superposición de copas, esto hace que el área evaluada no permita la inclusión de otros individuos invasores, por la poca disponibilidad de luz en el estrato inferior. Las especies con mayor representatividad en el estudio por su alto peso ecológico son; primero *Acacia amentacea*, seguida de *Diospyros texana* y finalmente *Havardia pallens*. Los valores obtenidos son más altos en comparación con el estudio realizado por Alanís *et al.* (2008).

Por otra parte los resultados muestran una distribución de dominancia por alturas relativamente homogénea, donde se presentan arboles suprimidos, intermedios, codominantes, dominantes y muy dominantes en todos los sitios y en todos los grados de diferenciación en altura. Esto puede ser un indicador de un ecosistema dinámico y con una regeneración activa, al presentar alturas en todos los estratos, donde existe una competencia por la captación lumínica, formando una comunidad vegetal multicohortal.

La media del índice de dominancia dimensional infiere una gran similitud en los cuatro sitios en la diferenciación diamétrica, $Uid_1=0.50\pm 0.34$, $Uid_2=0.51\pm 0.35$, $Uid_3=0.50\pm 0.36$ y $Uid_4=0.54\pm 0.34$, con un promedio de $Uid=0.51\pm 0.018$; lo cual prueba, según Kraft (1884), que los valores cercanos a $Ui=0.50$ indican una codominancia, donde dos de los vecinos son más grandes que él.

Los valores promedio para cada sitio en la mezcla de especies fueron, $Mi_1=0.75\pm 0.24$, $Mi_2=0.46\pm 0.34$, $Mi_3=0.54\pm 0.32$ y $Mi_4=0.73\pm 0.21$ con un valor promedio total de $Mi=0.62\pm 0.31$. Con esta información se puede dilucidar que dos de los sitios muestran una competencia interespecífica, debido a que se observan tres especies diferentes a la suya; mientras los dos restantes presentan una competencia intraespecífica, debido a que solo un individuo o dos en algunos casos la especie es diferente a la suya. Estos resultados coinciden con Jiménez *et al.* (2009).

El índice de agregación presenta valores similares, lo que nos indica que una distribución con tendencia a la aleatoriedad y a la formación de grupos.

Mediante la aplicación de las variables de diversidad de especies, distribución espacial y dominancia dimensional, se logra caracterizar en forma cuantitativa las estructuras arbóreas en ecosistemas multicohortales. Por lo que su uso es recomendable para evaluar otras áreas en mismas o diferentes condiciones al ecosistema evaluado; además poseen la ventaja de que para su cálculo se requieren inventariar variables dasométricas relativamente fáciles de medir.

A pesar del impacto que genera la ganadería en las comunidades vegetales del MET, los estudios muestran a la familia *Fabaceae* como la que presenta mayor número de especies. Esto es debido a su rápido crecimiento, ya que los individuos de esta familia presentan tallas altas y diámetros mayores, con respecto a las demás familias, por lo que las suprime; además de que en el noreste de México muchos ganaderos dejan estas especies para sombra del ganado. Sin embargo se sugieren más estudios para comprobar lo mencionado. González *et al.* (2010) y

Molina *et al.* (2013) registraron a *Fabaceae* como la más abundante en sus respectivos estudios.

El nivel de afectación en la abundancia (densidad) en las tres áreas evaluadas resultó ser significativo, donde el área de Referencia fue la que registró mayor valor, mientras que el área de Ganadería obtuvo la abundancia más baja del estudio, esto es un indicativo de cómo la actividad ganadera afecta a la comunidad vegetal del matorral. Una de las posibles explicaciones es que en el noreste de México en muchas áreas ganaderas desmontan los agostaderos casi por completo, dejando solo algunos individuos grandes como zona de sombra y descanso para el ganado.

Los resultados indican que las áreas más similares son Ganadería y Regeneración, mientras que el área que registró la menor similitud fue Referencia con respecto a las dos anteriormente mencionadas. Esta diferencia es debida al impacto que ambas han sufrido, De manera cuantitativa se pone de manifiesto que áreas con similitud de condiciones ambientales (edáficas, topográficas, altitudinales, clima) presentan diferencias en la composición de especies debido a su historial de uso. Esta información concuerda con la de Alanís *et al.* (2013).

De forma resumida se puede dilucidar que en cuanto a las actividades agropecuarias, específicamente en este caso la ganadería disminuye significativamente la abundancia (ind/ha), dominancia (área de copa) y diversidad alfa (índice de Margalef e índice de Shannon) de las comunidades de especies arbóreas y arbustivas; y que estas comunidades resultantes presentan una baja similitud de especies, favoreciendo el establecimiento de especies que se presentan en las primeras fases sucesionales.

En el matorral desértico micrófilo las especies con mayor índice de valor de importancia registradas se clasifican como indicadoras de sobrepastoreo o disturbio, lo cual constituye un reflejo del historial de uso del suelo; *Prosopis glandulosa* registró un 34.6% de *IVI* siendo la especie que presenta mayor peso ecológico en el área de estudio; además esta especie se presentó en 19 de los 25

sitios muestreados; en el suroeste de los estados unidos es una especie que se considera como especie agresiva e intensamente combatida (Rzedowski, 1988) y se encuentra condicionada al sobrepastoreo (Palacios, 2006).

El matorral desértico micrófilo del área de estudio muestra alta capacidad de regeneración, debido a que registro diferentes estados sucesionales, presentando una riqueza de especies de $S=15$; donde se registraron desde suculentas hasta árboles, esto indica un estado de regeneración activo, a pesar de las actividades agropecuarias que se practican en el área de estudio. Los valores de diversidad muestran una heterogeneidad media en cuando a la distribución porcentual de las especies; autores como Alanís *et al.* (2010) y Canizales *et al.* (2009), reportan un diversidad mayor, si lo comparamos con el estudio realizado; lo que nos indica que el sobrepastoreo ha causado efectos en las áreas de estudio.

En cuando al índice de distribución vertical se presentaron individuos de *A. farnesiana* y *P. glandulosa* en el estrato alto, en el estrato medio se registraron individuos de cinco especies, donde predominan *C. texana* y *P. glandulosa*; en el estrato bajo se registraron todas las especies presentes en el estudio, esto indica un estado de regeneración activo dado que encontramos individuos de diferentes especies en todos los estratos, a pesar de que algunos están dominados por algunos individuos de ciertas especies; se tiene que la vegetación presenta una diversidad media en los estratos, es decir, en un 53 % de A_{rel} .

Los ecosistemas de matorral han sido poco o nada valorados para los programas forestales, existen pocos estudios al respecto, sin embargo siendo este un ecosistema representativo del noreste del país se deben realizar más estudios enfocados a la recuperación del ecosistema, dado que el poder de resiliencia de los matorrales es lento y necesita ser asistido. Con este tipo de investigaciones se busca sentar bases para elaborar esquemas de restauración, regeneración (natural y asistida) eficientes que coadyuven al mejoramiento de este ecosistema.

Se recomienda aplicar este tipo de estudios a estos ecosistemas, ya que brindan un panorama detallado de las comunidades vegetales, que soportan acciones

para el manejo de los ecosistemas terrestres. La presente investigación aporta información básica para el manejo, restauración y rehabilitación de uno de los ecosistemas más representativos del noreste de México, el matorral xerófilo de Nuevo León.

De acuerdo a los resultados obtenidos se considera que esta investigación aporta elementos cuantitativos de la vegetación arbórea y arbustiva, comunidades de matorral, la cual sentará las bases para futuros programas de manejo y restauración de este ecosistema.

Literatura consultada

Abril, Y. R. 2011. Sistemas agroforestales como alternativa de manejo sostenible en la actividad ganadera de la Orinoquia Colombiana. *Revista Sistemas de Producción Agroecológica* 2(1):103-127.

Aguirre, O. A., H. Kramer y J. Jiménez. 1998. Strukturuntersuchungen in einem Kifern-Durchforschungsversucht Nordmexikos. *Allg Forest-u J Ztg.* 169: 213-219.

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

Aguirre, O. A., G. Hui, K. Gadow y J. Jiménez. 2003b. An analysis of spatial forest structure using neighbourhood – based variables. *Forest Ecology and Management* 183: 137- 145.

Alanís E., Jiménez J., Aguirre O., Treviño E., Jurado E. & González M. 2008a. Efecto del uso del suelo en la fitodiversidad del matorral espinoso tamaulipeco. *Ciencia UANL.* 11(1):56-62.

Alanís E., J. Jiménez, D. Espinoza, E. Jurado, O. A. Aguirre, M. A. González, 2008b. Evaluación del estrato arbóreo en un área restaurada post-incendio

en el Parque Ecológico Chipinque. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 14(2):113-118.

Alanís, R. E., J. Jiménez, M. Pando, O.A. Aguirre, E.J. Treviño, P. Canizales, 2010a. Caracterización de la diversidad arbórea en áreas Restauradas post-incendio en el parque ecológico Chipinque, México. *Acta biol. Colomb.*, 15 (2): 309 – 324.

Alanís, R. E., R.R. Aranda, J. M. Mata, P.A. Canizales, J. Jiménez, J. I. Uvalle, A. Valdecantos y M. G. Ruiz, 2010b. Riqueza y diversidad de especies leñosas del bosque tropical caducifolio en San Luis Potosí, México. *Ciencia UANL*. 8 (3): 287-293.

Alanís E., Jiménez J., Valdecantos A., Pando M., Aguirre O. & Treviño E.J. 2011. Caracterización de regeneración leñosa post-incendio de un ecosistema templado del Parque Ecológico Chipinque, México. *Revista Chapingo serie Ciencias Forestales y del Ambiente*. 17:31-39.

Alanís, E. 2012. Regeneración natural y restauración ecológica post-incendio de un bosque mixto en el Parque Ecológico Chipinque, México. *Ecosistemas* 21(1-2):206-210.

Alanís, E., J. Jiménez, M. A. González, J. I. Yerana, L. G. Cuellar, A. Mora-Olivo. 2013. Análisis de la vegetación secundaria del matorral espinoso tamaulipeco, México. *Phyton International Journal of Experimental Botany*. 82:221-228.

Albert, M., 1999. Analyse der eingriffsbedingten Strukturveränderung und Durchforstungsmodellierung in Mischbeständen. PhD Diss., Faculty of Forest Sciences, Univ. Göttingen, Germany. Hainholz Verlag. pp. 63-68.

Alvis, J., 2009. Análisis estructural de un bosque natural localizado en zona rural del municipio de Popayan. *Bioteconología en el Sector Agropecuario y Agroindustrial*. Facultad de ciencias agropecuarias. 7(1):115-122.

- Arriaga, L., A. E. Castellanos V., E. Moreno y J. Alarcón. 2004. Potential ecological distribution of alien invasive species and risk assessment: A case study for buffel grass in arid regions of Mexico. *Conservation Biology*. 18: 1504-1514.
- Arriaga, L. 2009. Implicaciones del cambio de uso de suelo en la biodiversidad de los matorrales xerófilos: un enfoque multiescalar. *Investigación Ambiental "Ciencia y Política Pública"*. Vol. 1, Num 1. México 7 y 8 pp.
- Avila, D., M. González, J. Jiménez, O. Aguirre, E. Treviño y B. Vargas. 2012. Evaluación de la estructura espacial post-incendio de rodales de *Pinus hartwegii* utilizando parámetros de vecindad en la Sierra Madre Oriental, México. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*. En prensa.
- Beals, E. W. 1984. Bray-Curtis ordination: an effective strategy for analysis of multivariate ecological data. *Advances in Ecological Research* 14(1): 55.
- Bourgeron, P. 1983. Spatial Aspects of Vegetation Structure. In *Tropical Rain Forest Ecosystems: Structure and Function*. Elsevier Science Publishing Company. Ámsterdam, Netherlands. 29-47 pp.
- Canizales P. A., Alanís E., Aranda R., Mata J.M., Jiménez J., Alanís G., Uvalle J. I. & Ruíz M.G. 2009. Caracterización estructural del matorral submontano de la Sierra Madre Oriental, Nuevo León. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*. 15 (2):115-120.
- Canizales, C., G. Alanís, S. Favela, M. Torres, E. Alanís, J. Jiménez, H. Padilla, 2010. Efecto de la actividad turística en la diversidad y estructura del bosque de galería en el noreste de México. *Ciencia UANL*. 13(1): 55-63.
- Carey, J.H., 1994. *Gutierrezia microcephala*. In: *Fire Effects Information System*. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Fire Sciences Laboratory. [En línea]. Disponible en: <http://www.fs.fed.us/database/feis/> Fecha de consulta: 11 de octubre de 2012.

- Castellanos, F., E. Treviño, O. Aguirre, J. Jiménez, M. Musalem y R. López. 2008. Estructura de bosques de pino pátula bajo manejo en Ixtlán de Juárez, Oaxaca, México. *Madera y Bosques* 14(2): 51-63.
- Castellanos, F., E. Treviño, O. Aguirre, J. Jiménez y A. Velázquez. 2010. Diversidad arbórea y estructura espacial de bosques de pino-encino en Ixtlán de Juárez, Oaxaca. *Rev. Mex. Ciencias Forestales*, 1(2): 39 – 52.
- Corral, J., O. Aguirre, J. Jiménez y S. Corral, 2005. Un análisis del efecto del aprovechamiento forestal sobre la diversidad estructural en el Bosque Mesófilo de Montaña “El Cielo”, Tamaulipas, México. *Investigaciones Agrarias: Sistema de Recursos Forestales*. 14(2):217-228.
- Corral, J. J., C. Wehenkel, H. A. Castellanos, B. Vargas and U. Diéguez. 2010. A permutation test of spatial randomness: application to nearest neighbor indices in forest stands. *J. For. Res.* DOI 10.1007/s10310-010-0181-1. 8p.
- Correa, J. B. 1996. Evaluación y Cuantificación de los Cambios del Uso del Suelo Mediante Imágenes de Satélite en los Municipios de Linares y Hualahuises, N.L. Tesis Profesional. Fac. de Ciencias Forestales., U.A.N.L., México. 47 p.
- Clewell A., Aronson J. & Winterhalder K. 2004. Principios de SER International sobre la restauración ecológica. Sociedad Internacional para la restauración ecológica. Tucson, Arizona, Estados Unidos de América. 6 p.
- Del Río, M., F. Montes, I. Cañellas y G. Montero. 2003. Índices de diversidad estructural en masas forestales. *Investigaciones Agrarias Sistema de Recursos Forestales* 12(1): 159-176.
- Diamond, D., Riskind, D. and Orzell, S. 1987. A framework for plant community classification and conservation in Texas. *Texas Journal of Science*. 39: 202-221.

- Durán, E., J. Meave, E. Lott y G. Segura. 2006. Structure and tree diversity patterns at the landscape level in a mexican tropical deciduous forest. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 79: 43-60.
- Espinoza R. B. y J. de J. Nívar. 2005. Producción de biomasa, diversidad y ecología de especies en un gradiente de productividad en el matorral espinoso tamaulipeco del nordeste de México. *Revista Chapingo Serie de Ciencias Forestales y del Ambiente* 11(1):25-31.
- Espinosa, C. I., M. de la Cruz, L. Luzuriaga, A. Escudero. 2012. Bosques tropicales secos de la región Pacífico Ecuatorial: diversidad, estructura, funcionamiento e implicaciones para la conservación. *Ecosistemas* 21(1-2):167-179.
- Estrada, E., A.D. Yen y J. Villarreal. 2004. Leguminosas del centro del estado de Nuevo León, México. *Anales del Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Serie Botánica* 75: 73-85.
- FAO, 2009. El estado mundial de la agricultura y la alimentación. La ganadería, a examen. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. Roma, Italia. 3 y 4 pp.
- Foroughbakhch, R. y Peñaloza, R. 1988. Introducción de 10 especies forestales en el matorral del Noreste de México. Reporte Científico No. 8, Facultad de Ciencias Forestales, U.A.N.L., Linares, N. L. México. 33 p.
- Foroughbakhch, R., J. L. Hernández, M. A. Alvarado, E. Céspedes, A. Rocha y M. L. Cárdenas. 2009. Leaf biomass determination on woody shrub species in semiarid zones. *Agroforest Systems* 77:181–192.
- Fülde, K., 1995. Zur Strukturbeschreibung in Mischbeständen. *Forstarchiv* 66:149-161.
- García, J. y E. Jurado. 2008. Caracterización del matorral con condiciones prístinas en Linares N. L., México. *Ra Ximhai*, 4(1): 1-21.

- Gadow K.V., Sánchez O.S. & Álvarez J.G. 2007. Estructura y Crecimiento del Bosque. Universidad de Göttingen, Alemania. 287 pp
- Gómez A. 2000. Evaluación de áreas forestales de matorral utilizando un inventario multifásico. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León, Linares, Nuevo León, México. 62 pp.
- González, M. 1985. El límite sur de la provincia biótica tamaulipeca. II Simposio Internacional sobre la provincia biótica tamaulipeca, U.A.T. y U.N.A.M., Resúmenes. 7 p.
- González, H., Cantú, I., Gómez, M. & Ramírez, R. 2004. Plant water relations of thornscrub shrub species, north-eastern Mexico. *Journal of Arid Environments*. 58:483-503.
- González H., Ramírez R.G., Cantú I., Gómez M. & Uvalle J.I. 2010. Composición y estructura de la vegetación en tres sitios del estado de Nuevo León, México. *Polibotánica*. 29:91-106.
- Granados-Sánchez, D. y A. Sánchez-González. 2003. Clasificación fisonómica de la vegetación de la Sierra de Catorce, San Luis Potosí, a lo largo de un gradiente altitudinal. *Terra* 21: 321-332.
- Heiseke, D. y Foroughbakhch, R. 1985. El matorral como recurso forestal: evaluación de 2 tipos de matorral en la región de Linares, N. L. Reporte Científico No. 1, Facultad de Ciencias Forestales, U.A.N.L., Linares, N. L. México. 33 p.
- Herrera, A. 2000. La clasificación numérica y su aplicación en ecología. Instituto Tecnológico de Santo Domingo, Santo Domingo.
- Jiménez, J., O. Aguirre y H. Kramer. 2001. Análisis de la estructura horizontal y vertical en un ecosistema multicohortal de pino-encino en el norte de México. *Investigaciones Agrarias Sistema de Recursos Forestales* 10(2): 355-366.

- Jiménez J., Alanís E., Aguirre O.A., Pando M. & González M.A. 2009. Análisis sobre el efecto del uso del suelo en la diversidad estructural del matorral espinoso tamaulipeco. *Maderas y Bosques*. 15(3):5-20.
- Jiménez J. & Alanís E. 2012a. Situación actual de los recursos forestales maderables en la región citrícola. *Región Citrícola de Nuevo León: Su complejidad territorial en el marco global*.
- Jiménez, J., Alanís, E., Ruiz, J.L., González, M.A., Yerena, J.I. & Alanís, G.J. 2012b. Diversidad de la regeneración leñosa del matorral espinoso tamaulipeco con historial agrícola en el NE de México. *Ciencia UANL*. 15(2):66-71.
- Jiménez J., Alanís E., González M.A., Aguirre O.A., Treviño E.J. & Canizales P.A. En prensa. Characterizing woody species regeneration in areas with different land history tenure in the Tamaulipan Thornscrub, Mexico. *The Southwestern Naturalist*.
- Kelly, L.M., H. Ochoterena y R. Medina, 2001. Flora del valle de Tehuacán-Cuicatlán. Instituto de biología, UNAM. 25 Pp. [En línea]. Disponible en: <http://www.ibiologia.unam.mx/BIBLIO68/fulltext/fasiculosfloras/fas32-36.pdf>. Fecha de consulta: 11 de octubre de 2012.
- Kraft, G. 1884. Beiträge zur lehre von den durchforstungen, schlagstellungen und lichtungshieben. Verlag Keindworth, Hannover. 147 pp.
- Jurado, E. y Reid, N. 1989. Influencia de factores edáficos, topográficos y perturbaciones sobre el matorral espinoso tamaulipeco en Linares, N.L. Reporte Científico No. 10, Facultad de Ciencias Forestales, U.A.N.L., Linares, N. L. México. pp 4-5, 17-18.
- León, J. D., G. Vélez y A. Yepes. 2009. Estructura y composición florística de tres robledales en la región norte de la cordillera central de Colombia. *Rev. Biología tropical*. 57(4): 1165-1182.

- Magurran A.E. 2004a. Measuring Biological Diversity. Blackwell Science. Oxford, UK. 256 pp.
- Magurran A. 2004b. Measuring Biological Diversity. Blackwell Science Ltd. Blackwell Publishing Company. Pp 106-121.
- Mani, S. and A. Parthasarathy. 2006. Tree diversity and stand structure in inland and coastal tropical dry evergreen forest of peninsular India. *Current Science* 90(9): 1238-1246.
- Marcelo, J., C. Reynel, P. Zevallos, F. Bulnes, A. Pérez, 2007. Diversidad, composición florística y endemismos en los bosques estacionalmente secos alterados del distrito de Jaén, Perú. *Ecología Aplicada*. 6(1-2): 9-22.
- Margalef, R. 1951. Diversidad de especies en las comunidades naturales. Instituto de Biología Aplicada. Barcelona (9):5-27.
- Marroquín, S. J., G. L. Borja, R. C. Velázquez y C. J. A. Cruz. 1981. Estudio ecológico dasonómico de las zonas áridas del norte de México. Publicación especial 2. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales. México, D. F.
- Mason, W., T. Connolly, A. Pommerening y C. Edwards. 2007. Spatial structure of semi-natural and plantation stands of scots pine (*Pinus sylvestris* L.) in northern Scotland. *Forestry* 80(5): 567-586.
- Miranda, F. H. E. 1964. Las zonas áridas del centro y noroeste de México y el aprovechamiento de sus recursos. Instituto Mexicano de Recursos Naturales Renovables. México, D. F.
- Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G. y Robles P. 1997. Megadiversidad, los países biológicamente más ricos del mundo. CEMEX, México. 501 p.
- Molina, V. M.; M. Pando, E. Alanís, P. A. Canizales, H. González, J. Jiménez. 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(2):361-371

Mora, C. A., E. Alanís, J. Jiménez, M. A. González, J. I. Yerena, L. G. Cuellar. 2013. Estructura, composición florística y diversidad del matorral espinoso tamaulipeco, México. *Ecología Aplicada*. En prensa.

Moreno C.E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. Manual y tesis SEA. Editado por Cooperación Iberoamericana (CYTED), Unesco (Orcyt) y SEA. Vol. 1. Pachuca, Hidalgo, México. 83 pp.

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

Müeller-Dombois D. y H. Ellenberg. 1974. Aims and methods of vegetation ecology. John Wiley and Sons, New Cork: pp. 54.

Navar, J. J. y E. González E. 2009. Diversidad, estructura y productividad de bosques templados de Durango, México. *Polibotánica*. 27: 71-87.

Navone, S. y E. Abraham. 2006. State and trends of the world's deserts. En: Ezcurra, E. (ed.). *Global Deserts Outlook*. UNEP. Nairobi, Kenia. pp. 73-88.

Nellemann, C. 2001. GLOBIO - Global methodology for mapping human impacts on the biosphere. UNEP, Nairobi, Kenia.

Noy-Meir, I., M. Mascó, M. Giorgis, D. Gurvich, D. Perazzolo y G. Ruiz. 2012. Estructura y diversidad de dos fragmentos del bosque de Espinal en Córdoba, un ecosistema amenazado. *Bol. Sociedad Argentina. Botánica*. 47(1-2): 119-133.

Olvera, M. y B. L. Figueroa. 2012. Caracterización estructural de bosques montanos dominados por encino en el centro-occidente de México. *Ecosistemas* 21(1-2):74-84.

- Palacios, R.A., 2006. Los Mezquites Mexicanos: Biodiversidad y Distribución Geográfica. *Bol. Soc. Argent. Bot.* 41 (1-2): 99-121. [En línea]. Disponible en: www.scielo.org.ar/pdf/bsab/v41n1-2/v41n1-2a10.pdf. Fecha de consulta: 11 de octubre de 2012.
- Pequeño, M.A., E. Alanís, J. Jiménez, M. A. González, J. I. Yerena, L. G. Cuellar, G. A. Mora. 2013. Análisis de la restauración pasiva post-pecuaria en el matorral esponoso tamaulipeco del noreste de México. *Ciencia UAT.* 24(2) 2012:48-53 pp.
- Pretzsch, H., 2009. *Forest Dynamics, Growth and Yield. From Measurement to Model.* Springer-Verlag Berlín Heidelberg, Alemania. 664 p.
- Ramamoorthy, T.P., Bye, R., Lot, A. and Fa, J. 1993. *Biological diversity of Mexico: origins and distribution.* Oxford University Press, New York.
- Rodríguez-Trejo, D.A. and Myers, R.L. 2010. Using oak characteristics to guide fire regime restoration in mexican pine-oak and oak forests. *Ecological Restoration.* 28(3):303-323.
- Rzedowski, J. 1979. *Vegetación de México.* Editorial Limusa. México. 432 p.
- Rzedowski, J., 1988. Análisis de la distribución geográfica del complejo *Prosopis* (*Leguminosae, Mimosoideae*) en Norteamérica. *Acta Botanica Mexicana* 3: 7-18. [En línea]. Disponible en: <http://redalyc.uaemex.mx/pdf/574/57400302.pdf>. Fecha de consulta: 11 de octubre de 2012.
- Rzedowski, J. y G. Calderón, 1988. Dos nuevas localidades de *Larrea tridentata* (*Zygophyllaceae*) en el Centro de México y su interés fitogeográfico. *Acta Botánica Mexicana.* (1): 7-9.
- Rzedowski, J. 2006. *Vegetación de México.* 1ra. Edición digital. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México. 255 y 504 pp.

- Sadeghian K., S. Rivera, J.M. Gómez. 1999. Impacto de la ganadería sobre las características físicas, químicas y biológicas de suelos en los andes de Colombia. *Agroforestería para la producción animal en América Latina*. Roma (Italia), FAO. P 123-142. Estudio FAO Producción y Sanidad Animal No. 143. 1999.
- SAGARPA. 2006. Programa sectorial de agricultura, ganadería, desarrollo rural, pesca y alimentación. 2001-2006. 26.
- SAGARPA. 2009. Nuevo León: Agenda de innovación agroindustrial. 30.
- Sánchez-González, A. y D. Granados-Sánchez. 2003. Ordenación de la vegetación de la Sierra de Catorce a lo largo de gradientes ambientales. *Terra* 21: 311-319.
- SEMARNAT 2006. El Medio Ambiente en México 2005: en resumen. México. 91.
- Shannon, C. E. & Weaver, W. 1949. *The mathematical theory of communication*. Urbana-Chicago-London. University of Illinois Press; pp. 134-154.
- Society for Ecological Restoration (SER). 2006. *International y la International Union for Conservation of Nature and Natural Resources – IUCN*.
- Sosa. V. y Dávila P. 1994. Una Evaluación del Conocimiento Florístico de México. *Annals of the Missouri Botanical Garden*. Vol. 81, No. 4 (1994), pp. 749-757.
- Steinfeld, H., P. Gerber, T. Wassenaar, V. Castel, M. Rosales y C. de Haan. 2006. *Livestock's long shadow. Environmental issues and options*. Roma, FAO.
- Treviño, J. 1997. Análisis de las contribuciones al conocimiento de la vegetación de Tamaulipas. Tesis de Licenciatura, Instituto Tecnológico de Cd. Victoria. México. 16 p.
- Trombulak, S.C. y C.A. Frissell. 2000. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology*. 14: 18-30.

- Van, M., M. Martinez, F. Bongers. 2006. Community dynamics during early secondary succession in a Mexican tropical rain forests. *Journal of Tropical Ecology* 22(6): 663 – 74.
- Villanueva, C., C.J. Sepúlveda, Ibrahim, M. 2011. Manejo agroecológico como ruta para lograr la sostenibilidad de fincas con café y ganadería. Turrialba, Costa Rica. CATIE. Serie Técnica. Informe Técnico 387. 96-97pp.
- Villareal, H.; Álvarez, M.; Córdoba, S.; Escobar, F.; Fagua, G.; Gast, F.; Mendoza, H.; Ospina, M. & Umaña, A.M. 2006.- Métodos para el análisis de datos: una aplicación para resultados provenientes de caracterizaciones de biodiversidad: 191 (en) *Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Bogotá. Colombia.
- Villavicencio, G. R., P. Bauche, A. Gallegos, A. L. Santiago y F. M. Huerta, 2005. Caracterización estructural y diversidad de comunidades arbóreas de La Sierra de Quila. *Boletín IBUG*, vol. 13 (1): 67-76.
- Vorcák, J., J. Merganic, M. Saniga. 2006. Structure diversity change and regeneration processes of the norway spruce natural forest in Babia-Hora NNR in relation to altitude. *Journal of Forest Science* 52(9): 399-409.
- Whittaker, R.H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon* 21: 213–251.
- Winkelmann. 2002. Forest Management and Harvest Institute. Goettingen University.
- Zenteno S. y P. López. 2010. Composición, estructura y patrón espacial de un bosque tucumano-boliviano en el departamento de Tarija (Bolivia). *Darwiniana*; 48(1): 32-44.