









UNIVERSIDAD DISTRITAL
FRANCISCO JOSÉ DE CALDAS



Restauración de un fragmento de matorral espinoso tamaulipeco: respuesta de ocho especies leñosas

Restoration of a Tamaulipan Thornscrub Fragment: Response of Eight Woody Species

Víctor Manuel Molina-Guerra^{1,2} , Eduardo Alanís-Rodríguez^{2*} ,
Alejandro Collantes-Chávez-Costa³ , Arturo Mora-Olivo⁴ , Enrique Buendía-Rodríguez⁵ ,
Edilia de la Rosa-Manzano⁴ 

Molina-Guerra, V. M., Alanís-Rodríguez, E., Collantes-Chávez-Costa, A., & Buendía-Rodríguez, E. (2023). Restauración de un fragmento de matorral espinoso tamaulipeco: respuesta de ocho especies leñosas. *Colombia Forestal*, 26(1), 36-47.

Recepción: 10 de febrero 2022

Aprobación: 28 de septiembre 2022

Resumen

Se evaluó la composición florística de un fragmento de matorral espinoso tamaulipeco restaurado y la respuesta de seis especies leñosas nativas empleadas para dicho fin, además de dos establecidas de forma natural, a través de los atributos de la comunidad y las variables dasométricas de las especies utilizadas (cobertura de copa, altura total, diámetro normal y volumen). Se muestrearon 12 sitios de 10 x 10 m, donde se evaluaron la cobertura (m²), el diámetro normal (cm), la altura total (m) y el volumen (m³) para las ocho especies estudiadas. Los resultados indican que las ocho especies presentan diferencias estadísticas significativas en su cobertura de copa, altura, diámetro normal y volumen. Las especies que presentaron mayores valores en sus variables dasométricas fueron *Parkinsonia aculeata* y *Acacia farnesiana*.

Palabras clave: árboles y arbustos, especies pioneras, matorral xerófilo, regeneración, zonas áridas.

Abstract

The floristic composition of a fragment of restored Tamaulipan thornscrub and the response of six native woody species used for this purpose were evaluated, as well as two that were established naturally, through the attributes of the community and the dasometric variables of the species used (crown cover, height, normal diameter, and volume). 12 sites of 10 x 10 m were sampled, where tree cover (m²), normal diameter (cm), total height (m), and volume (m³) were evaluated for the eight studied species. The results indicate that the eight species exhibit statistically significant differences in their crown cover, height, normal diameter, and volume. The species with higher values regarding their dasometric variables were *Parkinsonia aculeata* and *Acacia farnesiana*.

Keywords: trees and shrubs, pioneer species, xerophilous scrub, regeneration, arid areas.

1 RENAC, SA. de CV., Departamento de Investigación. Linares, Nuevo León, México.

2 Universidad Autónoma de Nuevo León, Facultad de Ciencias Forestales. Linares, Nuevo León, México.

3 Universidad de Quintana Roo, División de Desarrollo. Cozumel, Quintana Roo, México.

4 Universidad Autónoma de Tamaulipas, Instituto de Ecología Aplicada. Tamaulipas, México.

5 INIFAP-CEVAMEX. Coatlínchán, Texcoco, Estado de México.

* Autor de correspondencia.

INTRODUCCIÓN

Los matorrales xerófilos son las comunidades vegetales mejor adaptadas a los ambientes áridos o semiáridos (Reyna-González *et al.*, 2021; Rzedowski, 2006). Este tipo de vegetación ofrece distintos servicios ecosistémicos como el suministro de producto maderables y no maderables, la captura de carbono, la dotación de hábitat para fauna silvestre, la infiltración de agua y la belleza paisajística (Alanís-Rodríguez *et al.*, 2021; Molina-Guerra, 2014; Patiño Flores *et al.*, 2019). A pesar de su importante función, el matorral ha sido uno de los tipos de vegetación más afectados en las zonas secas de México (Tarango-Arámbula, 2005). El aprovechamiento desmedido de las especies leñosas y el cambio de uso de suelo son algunas de las principales causas que han propiciado la disminución de la cobertura original de los matorrales (Arriaga, 2009). Tal es el caso del matorral espinoso tamaulipeco, cuya extensión se ha visto afectada debido al cambio de uso de suelo para fines principalmente agropecuarios (R. Foroughbakhch *et al.*, 2009). El posterior abandono de actividades que motivan estos cambios abre la oportunidad para la implementación de programas de restauración, como una alternativa para recuperar la cantidad y calidad de este y otros ecosistemas terrestres (López-Barrera *et al.*, 2017).

En los últimos años, la ecología de la restauración ha demostrado los beneficios que conlleva su aplicación (Howe & Martínez-Garza, 2014). Ya sea que se aplique un sistema con ayuda del ser humano en el que se planten especies para recuperar la vegetación con mayor rapidez (restauración activa) o, por el contrario, se deje que la misma naturaleza se recupere por sí sola, aunque tome más tiempo (restauración pasiva), estos procesos permiten mejorar las condiciones de los ecosistemas deforestados (Morrison & Lindell, 2010). Sin embargo, para poder llevar a cabo una restauración exitosa de una comunidad vegetal degradada, es necesario contar con información adecuada sobre la estructura y composición florística, así como de

la dinámica, mecanismos de regeneración y patrones de crecimiento de las especies originales (Alanís-Rodríguez *et al.*, 2021; Alanís-Rodríguez *et al.*, 2016; Pequeño-Ledezma *et al.*, 2016).

En diversas partes del mundo se han desarrollado estudios sobre el crecimiento de árboles orientados a la restauración ecológica, principalmente en especies tropicales y templadas (Dias & Marengo, 2016; Ram *et al.*, 2011; Villar *et al.*, 2014). En México, la mayor parte de los trabajos sobre crecimiento de árboles y arbustos y/o restauración también se han realizado en selvas o bosques templados (Ceccon *et al.*, 2015; Hernández-Valera *et al.*, 2018) y en matorrales en menor proporción (R. Foroughbakhch, 1992).

A pesar de los avances en el conocimiento sobre ecología de la restauración y la regeneración que se han registrado en las zonas de matorrales del noreste de México (Alanís-Rodríguez *et al.*, 2016; Foroughbakhch *et al.*, 2001; Foroughbakhch & Hernández-Piñero, 2014; Jiménez-Pérez *et al.*, 2013; Martínez-Hernández *et al.*, 2013), aún existen vacíos en el entendimiento de los procesos, mecanismos y factores que intervienen en la dinámica de la vegetación y la regeneración de las comunidades vegetales de zonas áridas y semiáridas del país. Por esta razón, el objetivo de este trabajo fue evaluar la composición de especies vegetales de un matorral espinoso tamaulipeco restaurado, así como la respuesta de seis especies leñosas nativas empleadas para este fin y dos establecidas de forma natural, a través de los atributos de la comunidad y las variables dasométricas de las especies utilizadas (cobertura de copa, altura, diámetro normal y volumen).

MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se desarrolló en la región noreste de México, en el Área de Conservación del Complejo Industrial Ternium Pesquería en el municipio

de Pesquería, Nuevo León (Figura 1). El sitio está en las coordenadas $25^{\circ}45'17.78''$ de latitud norte y $99^{\circ}58'01.40''$ de longitud oeste, sobre un suelo predominantemente denominado vertisol (INEGI, 2021). Según la clasificación de Köppen, modificada por García (2004), el clima predominante es muy seco semicálido (BWhw), con una temperatura media anual entre los 20 y 21 °C. La precipitación media anual es de 550 mm. El sitio se ubica a una altitud de 330 msnm, a una distancia de 400 m del río Pesquería, en terrenos planos o con ligera pendiente, los cuales forman parte de la Planicie Costera Nororiental (CONABIO, 2018; Patiño Flores *et al.*, 2019). La comunidad vegetal representativa es el matorral espinoso tamaulipeco, con vegetación secundaria arbustiva y con vecindad a zonas agrícolas y bosque de galería (Patiño-Flores *et al.*, 2019).

De acuerdo con su historial de uso, el área donde se desarrolló la reforestación tenía una vegetación perteneciente a un matorral espinoso tamaulipeco, pero durante dos décadas (1989-2009) se le dio un uso agrícola, mediante el cual se cultivó avena, trigo y maíz. Los cultivos se sembraron de manera rotativa y fueron regados mediante un canal de agua a gravedad. Cuatro años después del abandono del cultivo, se eliminó la vegetación (herbáceas y especies que anteriormente habían sido cultivadas) utilizando un tractor con chapoleadora. La restauración se realizó en abril de 2013, con seis especies arbóreas y arbustivas, cuyas plantas fueron adquiridas en viveros forestales de la localidad (Tabla 1). Las semillas utilizadas en la producción de plantas se obtuvieron en comunidades vegetales maduras de la localidad. Las plántulas tenían un año de edad, estaban lignificadas y tuvieron una etapa de 1.5 meses de endurecimiento.

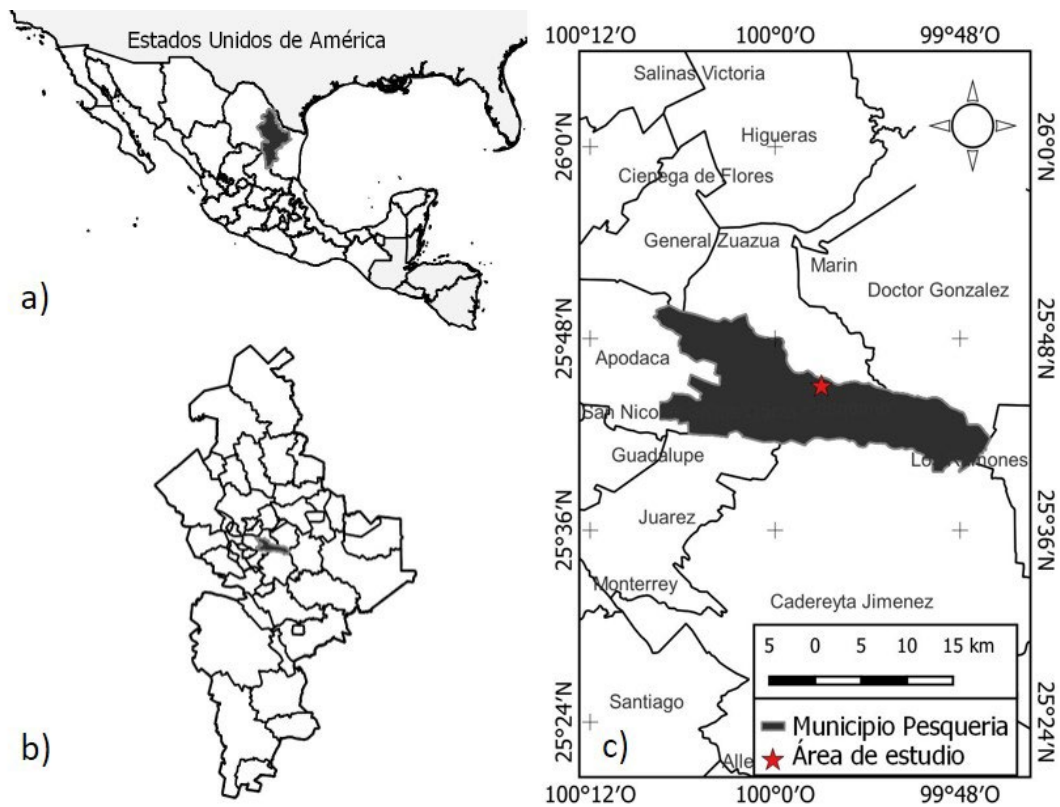


Figura 1. Localización del área de estudio: A) México resaltando el estado de Nuevo León, B) Nuevo León resaltando el municipio de Pesquería y C) Pesquería resaltando el área de estudio

Tabla 1. Especies consideradas en la evaluación (nombre científico, familia, forma de vida, abreviatura y nombre común).

Nombre científico	Forma de crecimiento	Abreviatura	Nombre común
<i>Acacia farnesiana</i> (L.) Willd.	Arbusto	Ac.fa	huizache
<i>Baccharis salicifolia</i> (Ruiz & Pav.) Pers.†	Arbusto	Ba.sa	jara
<i>Cordia boissieri</i> A. DC.	Árbol	Co.bo	anacahuita
<i>Ebenopsis ebano</i> (Berland.) Barneby & J.W. Grimes	Árbol	Eb.eb	ébano
<i>Leucophyllum frutescens</i> (Berland.) I.M. Johnst.	Arbusto	Le.fr	cenizo
<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit†	Árbol	Le.le	leucaena
<i>Parkinsonia aculeata</i> L.	Árbol	Pa.ac	retama
<i>Prosopis glandulosa</i> Torr.	Árbol	Pr.gl	mezquite

Las especies marcadas con el símbolo (†) son aquellas establecidas en el sitio de manera natural.

La selección de especies se realizó de acuerdo con su alta presencia en las primeras fases de la sucesión natural del MET (Alanís-Rodríguez *et al.*, 2008; Jiménez-Pérez *et al.*, 2012; Jiménez-Pérez *et al.*, 2013). Los individuos seleccionados presentaron buen vigor y una altura promedio de 50 ± 10 cm (valor promedio \pm error estándar), así como un diámetro basal promedio de 1.0 ± 0.2 cm. La restauración se realizó en una superficie de 3.3 ha, con un diseño a tresbolillo con una distancia 1.5 m entre individuos y líneas y una densidad total de plantación de 992 individuos por hectárea ($N \cdot ha^{-1}$). Con el uso de maquinaria agrícola se generaron cepas de $1 m^3$ para ablandar el suelo compactado. Después, en cada cajete se aplicó hidrogel (20 g a cada planta) y enraizador (se diluyó 2 g por cada litro de agua, y se aplicó a razón de 20 litros por planta), y se colocó cada planta dejando un cajete de 5 cm de profundidad para favorecer la captación de agua (CONAFOR, 2010). A cada plántula se le colocó un tutor para asegurar el crecimiento recto del individuo y evitar que el tallo se rompiera o quebrara por la acción del viento, así como una etiqueta para su seguimiento. Se realizaron riegos de auxilio diarios de 10 L durante los primeros dos meses y, del tercer al doceavo mes, se regó una vez por semana. Para evitar

la competencia por luz y nutrientes, durante los primeros 18 meses se realizó la eliminación física de las herbáceas en el área mediante una desbrozadora (Alanís-Rodríguez *et al.*, 2016).

Análisis de la vegetación

En el invierno de 2018 (seis años después de realizada la plantación) se establecieron 12 sitios de muestreo de 10×10 m ($100 m^2$) distribuidos aleatoriamente. En cada sitio se registraron todos los individuos con un diámetro basal ≥ 2 cm ($d_{0.10} \geq 2$ cm). Para la identificación taxonómica de las especies regeneradas, se utilizó la literatura de Molina Guerra *et al.* (2019), registrando para cada individuo la altura total (h), diámetro basal medido a 10 cm de la base de la planta ($d_{0.10}$) y dos diámetros de copa (k): en dirección norte-sur (k_{n-s}) y este-oeste (k_{e-o}) (Alanís-Rodríguez *et al.*, 2020).

Para estimar el diámetro promedio de cada individuo, se utilizó la fórmula $\bar{k} = (k_{n-s} + k_{e-o}) / 2$, donde \bar{k} es el diámetro promedio de la copa, k_{n-s} el diámetro medido en dirección norte-sur y k_{e-o} el diámetro medido en dirección este-oeste. La cobertura de la copa se calculó mediante la fórmula $A = \pi/4 \times d^2$, donde A es el área de copa, π un valor constante de 3.14 y d el diámetro promedio de la copa. El volumen (V) de cada individuo se estimó mediante la fórmula $V = g \times h \times CM$, donde g es el área basal, h

la altura total de individuo y *CM* el coeficiente mór-
 fico, que, para el caso del matorral espinoso tamau-
 lipeco, es 0.5 (Alanís-Rodríguez *et al.*, 2020).

Se realizaron pruebas para verificar que se
 cumplieran los supuestos de distribución normal
 mediante la prueba de Shapiro-Wilk y la de homo-
 geneidad de varianzas mediante la prueba de Le-
 vene, ambas con un nivel de significancia $p < 0.05$.
 Una vez validado que se cumplieran los supuestos
 anteriormente descritos, se realizó un análisis de va-
 rianza (ANOVA) de un factor (especie) para los va-
 lores de cobertura (m^2), diámetro basal o diámetro
 de la base (cm), altura total (m) y volumen (m^3). Para
 el análisis *post-hoc*, se utilizó la prueba de Duncan,
 en aras de determinar si existían diferencias signi-
 ficativas ($p \leq 0.05$) entre especies con respecto a las
 variables analizadas. Dichos datos fueron analiza-
 dos en el software para análisis estadístico R-project
 (R Core Team, 2019) y en RStudio v1.0.136 (RStudio
 Team, 2020), utilizando stats v3.3.3.

RESULTADOS

Composición

Además de las seis especies inicialmente plan-
 tadas, se registraron otras dos (*Leucaena leu-
 cocephala* y *Baccharis salicifolia*) que no se
 plantaron durante reforestación, pero que gemi-
 naron, se establecieron y crecieron de manera
 natural (Tabla 1).

Cobertura, altura y diámetro normal

Las especies que presentaron estadísticamente ma-
 yor cobertura fueron *Parkinsonia aculeata* ($13.88 \pm 2.70 m^2$) (valores promedios \pm desviación estándar), *Acacia farnesiana* ($12.11 \pm 1.86 m^2$) y *Cordia boissieri* ($7.90 \pm 1.08 m^2$). La especie arbustiva *Leucophyllum frutescens* fue la que presentó el menor valor ($0.77 \pm 0.17 m^2$) (Figura 2a).

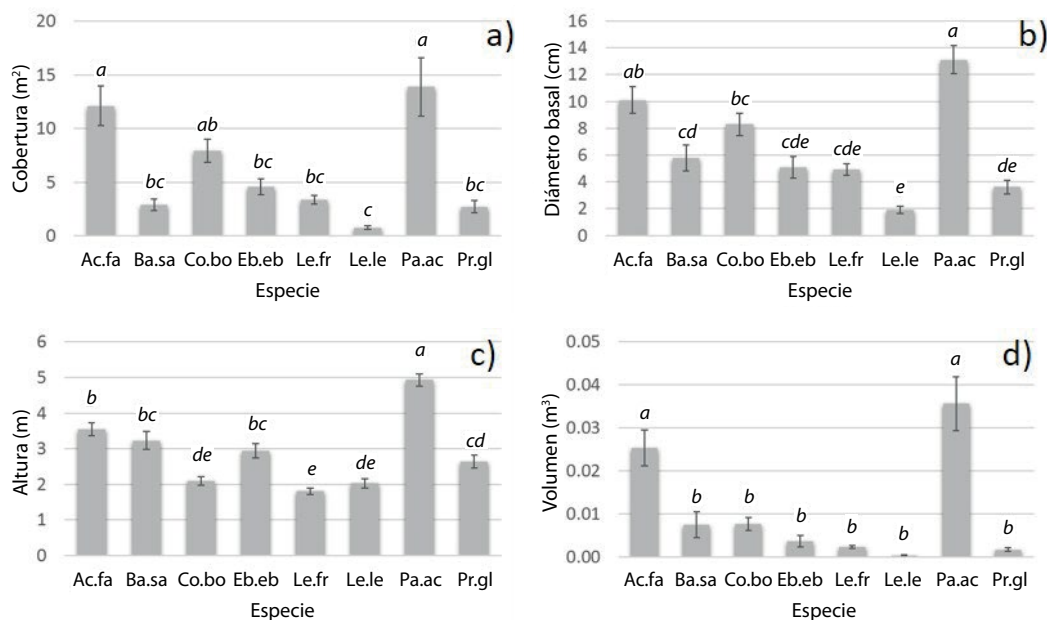


Figura 2. Valor promedio \pm error estándar: a) cobertura (m^2), b) diámetro basal (cm^2), c) altura total (m) y d) volumen (m^3) de las ocho especies evaluadas. Letras diferentes indican diferencias significativas ($p \leq 0.05$) entre las especies de plantas, de acuerdo con la prueba de comparación de medias de Duncan. Ac.fa: *Acacia farnesiana*; Ba.sa: *Baccharis salicifolia*; Co.bo: *Cordia boissieri*; Eb.eb: *Ebenopsis ebano*; Le.fr: *Leucophyllum frutescens*; Le.le: *Leucaena leucocephala*; Pa.ac: *Parkinsonia aculeata*; Pr.gl: *Prosopis glandulosa*.

Las dos especies con mayor diámetro basal fueron *Parkinsonia aculeata* (13.10 ± 1.03 cm) y *Acacia farnesiana* (10.09 ± 1.00 cm), registrando promedios de 2.18 y 1.68 cm por año respectivamente (Figura 2b).

La especie que presentó mayor altura fue *Parkinsonia aculeata* (4.92 ± 0.17 m), con un crecimiento medio de 0.77 m año⁻¹. Las especies que le siguen son *Acacia farnesiana* (3.54 ± 0.18 m), *Baccharis salicifolia* (3.23 ± 0.24 m) y *Ebenopsis ebano* (2.93 ± 0.20 m) (Figura 2c).

Las dos especies con mayor volumen fueron *Parkinsonia aculeata* (0.0356 ± 0.0062 m³) y *Acacia farnesiana* (0.0253 ± 0.0041 m³), mientras que la de menor volumen se registró en *Leucaena leucocephala* (0.0004 ± 0.0001 m³) (Figura 2d).

DISCUSIÓN

Composición

La composición florística del área restaurada no solo fue el resultado de las especies plantadas, sino también producto de la regeneración natural. La presencia de las especies no plantadas en la actividad de restauración activa pero registradas en este estudio se debió a la disponibilidad de propágulos en el sitio, como consecuencia de la dispersión desde áreas aledañas, así como del desempeño ecofisiológico característico de estas especies pioneras y oportunistas. La especie nativa *B. salicifolia* produce gran cantidad de semillas con apéndices que facilitan la dispersión anemócora de larga distancia (Boland, 2017). Su dispersión ocurre entre mayo y junio, meses posteriores al inicio de la intervención realizada en este estudio. Además, sus semillas son fotoblásticas (Bonner & Karrfalt, 2008) y, a pesar de ser recalcitrantes (Ferri et al., 2009), las semillas que componen el banco de semillas transitorios, formado luego de la lluvia de semillas, estuvieron disponibles cuando las condiciones fueron propicias, lo que puede explicar su presencia en la comunidad restaurada.

De igual forma, su buen desempeño ecofisiológico, producto de sus adaptaciones a ambientes xéricos que le otorgan protección a la desecación, así como su alta tasa fotosintética (Tosoratto et al., 2016), pueden explicar el establecimiento y sobrevivencia de *B. salicifolia*, aun sin haber sido favorecida a través de los tratamientos aplicados.

La presencia de la otra especie que no fue incorporada al sitio como parte del procedimiento de restauración activa fue *L. leucocephala*. En cuanto a la disponibilidad de fuentes de propágulos en el sitio, la dispersión de sus semillas es a cortas distancias, provenientes principalmente de árboles semilleros colindantes a la zona restaurada. Esta especie ha sido reportada en áreas urbanas y bosques de galería del noreste de México (Canizales-Velázquez et al., 2021; Leal-Elizondo et al., 2018; Mata-Balderas et al., 2020). También se ha reportado esta especie con alta densidad de individuos en una comunidad vegetal ribereña regenerada en el área metropolitana de Monterrey, México. Autores como Hata et al. (2010) observaron una correlación negativa entre la presencia de plántulas y la distancia de los árboles padres, lo que sugiere que las semillas de *L. leucocephala* se dispersan a distancias cortas. En la vecindad del área restaurada en el presente estudio (a 400 m) se ubica una sección del río Pesquería, con vegetación ribereña y presencia de *L. leucocephala*. Además, su presencia podría ser explicada por la germinación y establecimiento de semillas presentes en el suelo, ya que esta especie presenta semillas ortodoxas que pueden formar bancos de semillas, las cuales están disponibles ante las condiciones favorables para la germinación (Marques et al., 2014). El establecimiento y la supervivencia de los individuos de *L. leucocephala* puede deberse a su resistencia a las condiciones de sequía y su capacidad de establecerse en suelos pobres. Yige et al. (2012) demostraron la habilidad de *L. leucocephala* para mantener el contenido de agua en las hojas, así como para incrementar el contenido de clorofila y el uso eficiente del agua, mediante la reducción de la tasa fotosintética y transpiración

durante la sequía. De igual forma, su capacidad de prosperar en suelos pobres se debe a su capacidad de fijar nitrógeno (de Angelis *et al.*, 2021).

En este estudio, los individuos de *B. salicifolia* y *L. leucocephala* mostraron su capacidad de regeneración natural en el sitio intervenido. Estas dos especies revelaron una germinación, un establecimiento y un desarrollo bajo condiciones de baja cobertura características de las etapas iniciales de la sucesión, con ausencia de dosel desde el inicio de la reforestación. Tanto *B. salicifolia* como *L. leucocephala* son especies pioneras demandantes de luz y de rápido crecimiento, características de las etapas iniciales en procesos de sucesión (Ferri *et al.*, 2009; Marod *et al.*, 2012), por lo que las condiciones iniciales de baja cobertura del dosel les fueron favorables. Otros autores (Patiño-Flores *et al.*, 2022a, 2022b) también registraron la presencia de *B. salicifolia* en las etapas iniciales de la sucesión ecológica en el matorral espinoso tamaulipeco. En un estudio de regeneración de sitios degradados por erosión en la zona semiárida de la mixteca, Lira-Caballero *et al.* (2018) observaron la presencia de *B. salicifolia* en las etapas iniciales de la sucesión secundaria. De manera similar Colón y Lugo (2006) observaron la dominancia de *L. leucocephala* durante los primeros y hasta los 45 años en condiciones de dosel abierto.

Cobertura, altura y diámetro normal

Las especies con mayor cobertura, diámetro normal, altura total y volumen fueron *P. aculeata*, y *A. farnesiana* (Figura 2). Este comportamiento puede deberse a la estrategia ecológica de estas especies, que es característica de las especies pioneras de rápido crecimiento. Dichas características pueden ser favorecidas en condiciones de plantación a través de estrategias de riego y eliminación de herbáceas. Algunos estudios (R. Foroughbakhch, 1992; R. Foroughbakhch *et al.*, 2012) observaron, en condiciones de plantación, que estas especies tienen un rápido crecimiento de copas, así como

de altura y diámetro basal. Este crecimiento puede verse favorecido cuando el recurso luz no es limitante (R. Foroughbakhch, 1992), y es ahí que las pioneras *B. salicifolia* y *E. ebano* también pueden encontrar las condiciones para un buen crecimiento en altura (Figura 2c). A diferencia de *P. aculeata* y *A. farnesiana*, la mayor cobertura observada en *C. boissieri* no correspondió a una tendencia similar en los otros dos parámetros (altura y diámetro normal). Esto puede deberse a que *C. boissieri* es una especie pionera, con rápido crecimiento al inicio de su establecimiento (R. Foroughbakhch, 1992), pero moderado en los años siguientes (Navar *et al.*, 2014), y con mayor longevidad que las dos primeras. Esto puede representar una habilidad distinta de dominancia del dosel, no por medio de la altura sino de su cobertura.

Tanto las especies reforestadas como las que aparecieron de forma natural son propias de valles y planicies. Si bien es cierto que algunas especies como *Cordia boissieri* pueden además desarrollarse en los matorrales submontanos de las laderas montañosas, otras como *Ebenopsis ebano*, *Parkinsonia aculeata* y *Prosopis glandulosa* prefieren una orografía plana y con mayor humedad (Molina-Guerra *et al.*, 2019).

La mayor cobertura, diámetro y altura observadas para *P. aculeata* y *A. farnesiana* sugiere que el tratamiento aplicado tuvo mejores resultados respecto al resto de especies. Esta situación es en parte reforzada por la similitud en las alturas promedio alcanzadas por estas dos especies en el presente estudio (a los seis años de ser plantadas en el sitio, como resultado de las actividades de restauración) y las registradas en sitios de referencia del MET con vegetación madura (Domínguez-Gómez *et al.*, 2013). La igualdad estadística de la altura de *A. farnesiana* y *B. salicifolia* denota su naturaleza oportunista. A su vez, la segunda es caracterizada por los atributos ecofisiológicos que explican su dispersión, germinación establecimiento y rápido desarrollo, aun sin los tratamientos y cuidados emprendidos con las otras especies.

CONCLUSIONES

Mediante la evaluación de la composición y de la respuesta de las especies medida a través de variables dasométricas, se logró determinar la importancia de la dispersión y reclutamiento de las especies que no participaron en la revegetación emprendida como parte de las actividades de restauración. Así, en el caso de restauración activa, en la que se plantan especies particulares, el volumen y la altura pueden ser más importantes, ya que pueden dar una mejor idea del desarrollo y la condición de las mismas en el proceso de seguimiento y evaluación de la restauración. Así, la mayor cobertura de copa, diámetro normal y volumen de las pioneras *P. aculeata* y *A. farnesiana* se debe a su estrategia ecológica: estas especies son de rápido crecimiento en todo su desarrollo, y se establecen y crecen de mejor manera en sitios abiertos (en este caso, en condiciones de deforestación por agricultura).

Una restauración activa exitosa debe considerar la incorporación de las especies que caractericen a la vegetación de referencia, así como la composición de especies que intervienen en las distintas fases de la dinámica de la vegetación. También debe considerar la vegetación circunvecina como fuente potencial de propágulos. Las dos especies que se regeneraron a partir de semillas disponibles en el sitio de manera natural (banco de semillas y lluvia de semillas de *L. leucocephala* y *B. salicifolia*), que fueron dispersadas a partir de fuentes de semilla aledañas, fueron especies pioneras, consideradas también como especies oportunistas, que intervienen en las fases iniciales de la sucesión. Se recomienda el uso de *P. aculeata*, *A. farnesiana* y *Cordia boissieri* en futuros proyectos de restauración en el matorral espinoso tamaulipeco, ya que estas son las especies que presentaron mejores resultados en las variables dasométricas. Finalmente, el presente trabajo muestra que la revegetación asistida puede favorecer el rápido crecimiento de algunas de las especies incorporadas con las actividades de restauración activa.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece a la empresa Ternium Mx, S.A. de C.V. por las facilidades otorgadas para realizar el trabajo en campo dentro del Complejo Industrial Ternium Pesquería, en especial al Ing. Luis Rechy P. y al Ing. Alejandro Alcalá del Departamento de Medio Ambiente de Ternium Mx.

CONTRIBUCIÓN POR AUTOR

Los autores de este artículo son los únicos responsables por el diseño, la recolección de datos, el análisis estadístico y la redacción del manuscrito. Todos los autores participaron en la fase de planteamiento, desarrollo, redacción y publicación.

REFERENCIAS

- Alanís-Rodríguez, E., Molina-Guerra, V.M., Collantes-Chávez-Costa, A., Buendía-Rodríguez, E., Mora-Olivo, A., & Sánchez-Castillo, L., A.-R. A. G. (2021). Structure, composition and carbon Stocks of woody plant community in assisted and unassisted ecological succession in a Tamaulipan thornscrub, Mexico. *Revista Chilena de Historia Natural*, 94, 6.
<https://doi.org/10.1186/s40693-021-00102-6>
- Alanís-Rodríguez, E., Mora-Olivo, A., & Marroquín de la Fuente, J. S. (2020). *Muestreo Ecológico de la Vegetación* (1er ed.). Editorial Universitaria de la Universidad Autónoma de Nuevo León.
- Alanís, E., Jiménez-Pérez, J., Aguirre-Calderón, O., Treviño-Garza, E., Jurado-Ybarra, E., & González-Tagle, M. A. (2008). Efecto del uso del suelo en la fitodiversidad del matorral espinoso tamaulipeco. *Ciencia UANL*, 11(1), 56-62.
<https://www.redalyc.org/pdf/402/40211110.pdf>
- Alanís-Rodríguez, E., Molina-Guerra, V. M., Rechy-Palmeros, L., Alcalá-Rojas, A. G., Marín-Solis, J. D., & Pequeño-Ledezma, M. Á. (2016). Composición,

- diversidad y sobrevivencia de un área restaurada en el Complejo Siderúrgico de Ternium, Pesquería, México. In E. Ceccon & C. Martínez-Garza (Eds.), *Experiencias mexicanas en la restauración de los ecosistemas* (1a ed., pp. 255-274). Universidad Autónoma de México, Universidad Autónoma del Estado de Morelos, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
<https://www.crim.unam.mx/web/sites/default/files/Experiencias/mexicanas.pdf>
- Arriaga, L. (2009).** Implicaciones del cambio de uso de suelo en la biodiversidad de los matorrales xerófilos: un enfoque multiescalar. *Investigación Ambiental*, 1, 6-16.
<http://www2.inecc.gob.mx/publicaciones2/gacetas/604/implicaciones.pdf>
- Boland, J. M. (2017).** Linking seedling spatial patterns to seed dispersal processes in an intermittent stream. *Madroño*, 64(2), 61-70.
<https://doi.org/10.3120/0024-9637-64.2.61>
- Bonner, F. T., & Karrfalt, R. P. (2008).** *The woody plant seed manual* (1a ed.). USDA.
https://www.fs.usda.gov/nsi/nsi_wpsm.html
- Canizales-Velázquez, P. A., Alanís-Rodríguez, E., García-García, S. A., & Holguín-Estrada, V. A. Collantes-Chávez-Costa, A. (2021).** Estructura y diversidad arbórea de un bosque de galería urbano en el río Camachito, noreste de México. *Polibotanica*, 51, 91-105.
<https://doi.org/10.18387/polibotanica.51.6>
- Ceccon, E., Barrera-Cataño, J. I., Aronson, J., & Martínez-Garza, C. (2015).** The socioecological complexity of ecological restoration in Mexico. *Restoration Ecology*, 23(4), 331-336.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1111/rec.12228>
- Colón, S. M., & Lugo, A. E. (2006).** Recovery of a subtropical dry forest after abandonment of different land uses. *Biotropica*, 38(3), 354-364.
<https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2006.00159.x>
- Comisión Nacional Forestal (CONAFOR) (2010).** *Prácticas de reforestación. Manual básico*. CONAFOR.
http://www.conafor.gob.mx/BIBLIOTECA/MANUAL_PRACTICAS_DE_REFORESTACION.PDF
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) (2018).** *Matorrales. Biodiversidad mexicana*.
<http://www.biodiversidad.gob.mx/ecosistemas/Matorral.html>
- de Angelis, A., Gasco, L., Parisi, G., & Danieli, P. P. (2021).** A multipurpose leguminous plant for the mediterranean countries: *Leucaena leucocephala* as an alternative protein source: A review. *Animals*, 11(8), 2230.
<https://doi.org/10.3390/ani11082230>
- Dias, D. P., & Marengo, R. A. (2016).** Tree growth, wood and bark water content of 28 Amazonian tree species in response to variations in rainfall and wood density. *IForest - Biogeosciences and Forestry*, 9(3), 445-451.
<https://doi.org/10.3832/ifor1676-008>
- Domínguez-Gómez, T. G., González-Rodríguez, H., Ramírez-Lozano, R. G., Estrada-Castillón, A. E., Cantú-Silva, I., Gómez-Meza, M. V., Villareal-Quintanilla, J. A., del Socorro-Alvarado, M., & Alanís-Flores, G. (2013).** Diversidad estructural del matorral espinoso tamaulipeco durante las épocas seca y húmeda. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 4(17 SE), 106-123.
<https://doi.org/10.29298/rmcf.v4i17.425>
- Ferri, R., Ceballos, M., Vischi, N., Heredia, E., and Oggero, A. (2009).** Banco de semillas de un relicto de Espinal (Córdoba, Argentina). *Iheringia. Série Botânica*, 19, 95-108.
<https://isb.emnuvens.com.br/iheringia/article/view/139/146>
- Foroughbakhch, F., Háuad, L. A., Céspedes, A. E., Ponce, E. E., & González, N. (2001).** Evaluation of 15 indigenous and introduced species for reforestation and agroforestry in northeastern Mexico. *Agroforestry Systems*, 51(3), 213-221.
<https://doi.org/10.1023/A:1010702510914>
- Foroughbakhch, R. (1992).** Establishment and growth potential of fuelwood species in northeastern Mexico. *Agroforestry Systems*, 19(2), 95-108.
<https://doi.org/10.1007/BF00138500>
- Foroughbakhch, R., Carrillo-Parra, A., Hernández-Piñero, J. L., Alvarado-Vázquez, M. A., Rocha-Estrada,**

- A., & Cardenas, M. L. (2012). Wood volume production and use of 10 woody species in semiarid zones of northeastern Mexico. *International Journal of Forestry Research*, 2012, 529829.
<https://doi.org/10.1155/2012/529829>
- Foroughbakhch, R., & Hernández-Piñero, J. L. Carrillo-Parra, A. (2014). Adaptability, growth and firewood volume yield of multipurpose tree species in semiarid regions of northeastern Mexico. *International Journal of Agricultural Policy and Research*, 12, 444-453.
<https://doi.org/10.15739/IJAPR.016>
- Foroughbakhch, R., Hernández-Piñero, J. L., Alvarado-Vázquez, M. A., Céspedes-Cabriales, E., Rocha-Estrada, A., & Cárdenas-Ávila, M. L. (2009). Leaf biomass determination on woody shrub species in semiarid zones. *Agroforestry Systems*, 77(3), 181-192.
<https://doi.org/10.1007/s10457-008-9194-6>
- García, E. (2004). *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen* (5a ed.). Instituto de Geografía – UNAM.
http://www.igeograf.unam.mx/sigg/utilidades/docs/pdfs/publicaciones/geo_siglo21/serie_lib/modific_al_sis.pdf
- Hata, K., Suzuki, J.-I., & Kachi, N. (2010). Fine-scale spatial distribution of seedling establishment of the invasive plant, *Leucaena leucocephala*, on an oceanic island after feral goat extermination. *Weed Research*, 50(5), 472-480.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-3180.2010.00795.x>
- Hernández-Valera, R. R., López-López, M. A., & Flores-Nieves, P. (2018). Crecimiento y estado nutricional de una plantación de *Pinus cooperi* Blanco fertilizada con N-P-K. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 9(48 SE), 115-135.
<https://doi.org/10.29298/rmcf.v8i48.123>
- Howe, H. F., & Martínez-Garza, C. (2014). Restoration as experiment. *Botanical Sciences*, 92(4 SE), 459-458.
<https://doi.org/10.17129/botsci.146>
- Instituto Nacional de Geografía y Estadística (INEGI) (2021). *Información geoespacial de la distribución de los principales tipos de suelo en México*.
<https://www.inegi.mx/temas/edafologia/>
- Jiménez-Pérez, J., Alanís-Rodríguez, E., Ruiz-González, J. L., González-Tagle, M. A., Yerena-Yamallel, J. I., & Alanís-Flores, 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.
<http://eprints.uanl.mx/2995/1/12ArticuloLenos.pdf>
- Jiménez-Pérez, J., Alanís-Rodríguez, E., González-Tagle, M. A., Aguirre-Calderón, O. A., & Treviño-Garza, E. J. (2013). Characterizing regeneration of woody species in areas with different land-history tenure in the Tamaulipan Thornscrub, Mexico. *The Southwestern Naturalist*, 58(3), 299-304.
<https://doi.org/10.1894/0038-4909-58.3.299>
- Leal-Elizondo, C. E., Leal-Elizondo, N., Alanís-Rodríguez, E., Pequeño-Ledezma, M. A., Mora-Olivo, A., & Buendía-Rodríguez, E. (2018). Estructura, composición y diversidad del arbolado urbano de Linares, Nuevo León. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 9(48 SE), 252-270.
<https://doi.org/10.29298/rmcf.v8i48.129>
- Lira-Caballero, V. G., Martínez-Menez, M. R., Romero-Manzanares, A., & García-Moya, E. (2018). Initial floristic composition of rehabilitated gullies through bioengineering in the Mixteca region, Sierra Madre del Sur, Mexico. *Journal of Mountain Science*, 15(10), 2120-2135.
<https://doi.org/10.1007/s11629-018-4899-0>
- López-Barrera, F., Martínez-Garza, C., & Ceccon, E. (2017). Ecología de la restauración en México: estado actual y perspectivas. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 88, 97-112.
<https://doi.org/10.1016/j.rmb.2017.10.001>
- Marod, D., Duengkae, P., Kutintara, U., Sungkaew, S., Wachrinrat, C., Asanok, L., & Klomwattanakul, N. (2012). The influences of an invasive plant species (*Leucaena leucocephala*) on tree regeneration in Khao Phluang forest, Northeastern Thailand. *Kasetsart Journal - Natural Science*, 46, 39-50.
<https://li01.tci-thaijo.org/index.php/anres/article/view/242777>
- Marques, A. R., Costa, C. F., Atman, A. P. F., & Garcia, Q. S. (2014). Germination characteristics and seed-bank of the alien species *Leucaena leucocephala*

- (Fabaceae) in Brazilian forest: Ecological implications. *Weed Research*, 54(6), 576-583.
<https://doi.org/10.1111/wre.12107>
- Martínez-Hernández, D. D., Jiménez-Pérez, J., Alanís-Rodríguez, E., Uvalle-Sauceda, J. I., Canizales-Velázquez, P. A., & Rocha-Domínguez, L. (2013).** Regeneración natural del matorral espinoso tamaulipeco en una plantación de *Eucalyptus spp.* *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 5(21 SE), 94-107.
<https://doi.org/10.29298/rmcf.v5i21.360>
- Mata-Balderas, J. M., Hernández-Cárdenas, S. E., Alanís-Rodríguez, E., & Mora-Olivo, A. (2020).** Riqueza, composición y abundancia de especies en una comunidad vegetal ribereña en el río Santa Catarina, Monterrey, Nuevo León. *Ciencia UAT*, 14, 6-20.
<http://www.scielo.org.mx/pdf/cuat/v14n2/2007-7858-cuat-14-02-6.pdf>
- Molina-Guerra, V. M., Rechy-Palmeros, L., Alcalá-Rojas, A., Marín-Solís, J.D., Alanís-Rodríguez, E. (2014).** Composición y diversidad vegetal del matorral mediano subinermes del noreste de México. *Revista Iberoamericana de Ciencias*, 1(5), 111-119.
<http://reibci.org/publicados/2014/octubre/3300114.pdf>
- Molina-Guerra, V. M., Mora-Olivo, A., Alanís-Rodríguez, E., Soto-Mata, B., & Patiño-Flores, A. M. (2019).** *Plantas características del matorral espinoso tamaulipeco en México*. Editorial Universitaria de la Universidad Autónoma de Nuevo León.
<http://editorialuniversitaria.uanl.mx/index.php/2020/08/25/victor-manuel-molina-guerra-plantas-caracteristicas-del-matorral-espinoso-tamaulipeco/>
- Morrison, E. B., & Lindell, C. A. (2010).** Active or passive forest restoration? Assessing restoration alternatives with avian foraging behavior. *Restoration Ecology*, 19(201), 170-177.
<https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2010.00725.x>
- Navar, J., Rodríguez-Flores, F. de J., Domínguez-Calleros, P. A., & Pérez-Verdin, G. (2014).** Diversity-productivity relationship in the northeastern Tamaulipan Thornscrub Forest of Mexico. *International Journal of Ecology*, 2014, 196073.
<https://doi.org/10.1155/2014/196073>
- Patiño-Flores, A. M., Alanís-Rodríguez, E., Molina-Guerra, V. M., Jurado, E., González-Rodríguez, H., & Aguirre-Calderón, O. A. (2022a).** Estructura y diversidad de especies leñosas del matorral espinoso tamaulipeco en una reserva ecológica del noreste de México. *E-CUCBA*, 18(9), 1-11.
<http://e-cucba.cucba.udg.mx/index.php/e-Cucba/article/view/236/225>
- Patiño-Flores, A. M., Alanís-Rodríguez, E., Molina-Guerra, V. M., Jurado, E., González-Rodríguez, H., Aguirre-Calderón, O., & Collantes-Chávez-Costa, A. (2022b).** Regeneración natural en un área restaurada del matorral espinoso tamaulipeco del Noreste de México. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios*, 9(1SE), 2853.
<https://era.ujat.mx/index.php/rera/article/view/2853/1559>
- Patiño-Flores, A. M., Alanís-Rodríguez, E., Molina-Guerra, V. M., González-Rodríguez, H., Jurado, E., & Aguirre-Calderón, O. A. (2019).** Almacenamiento de carbono en la reserva ecológica de Ternium en Pesquería, Nuevo León. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 10(54 SE), 39-57.
<https://doi.org/10.29298/rmcf.v10i54.498>
- Pequeño-Ledezma, M., Alanís-Rodríguez, E., Jiménez-Pérez, J., Aguirre-Calderón, O., González-Tagle, M. A., & Molina Guerra, V. M. (2016).** Criterios a considerar para desarrollar proyectos de restauración ecológica. *Revista Iberoamericana de Ciencias*, 3(2), 94-105.
<http://reibci.org/publicados/2016/jun/1600108.pdf>
- R Core Team (2019).** *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing (3.5.3).
<http://www.r-project.org/>
- Ram, S., Borgaonkar, H. P., & Sikder, A. B. (2011).** Growth and climate relationship in teak trees from Conolly's plot, South India. *Current Science*, 100(5), 630-633.
<https://www.currentscience.ac.in/Volumes/100/05/0630.pdf>
- Reyna-González, Á., Soto-Borrego, P. S., Alanís-Rodríguez, E., Molina-Guerra, V.M., & Collantes -Chávez-Costa, A. (2021).** Estructura y diversidad del

matorral xerófilo en el Noreste de México. *Polibotánica*, 51, 107-122.

<https://doi.org/10.18387/polibotanica.51.7>

RStudio Team (2020). *RStudio: Integrated Development for R* (1.4.1717).

<http://www.rstudio.com/>

Rzedowski, J. (2006). *Vegetación de México* (1a ed.). Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad.

https://www.biodiversidad.gob.mx/publicaciones/librosDig/pdf/VegetacionMx_Cont.pdf

Tarango-Arámbula, L. A. (2005). Problemática y alternativas de desarrollo de las zonas áridas y semiáridas de México. *Revista Chapingo Serie Zonas Áridas*, 4(2), 17-21.

<https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=455545052003>

Tosoratto, N., Cosa, M. T., & Delbón, N. (2016). Morfoanatomía e histoquímica de cuatro Asteraceae nativas del Bosque Chaqueño Serrano (Córdoba, Argentina). *Boletín de La Sociedad Argentina de Botánica*, 51(4 SE), 613-622.

<https://doi.org/10.31055/1851.2372.v51.n4.16337>

Villar, R., Lopez-Iglesias, B., Ruiz-Benito, P., Zavala, M. A., & de la Riva, E. G. (2014). Crecimiento de plántulas y árboles de seis especies de *Quercus*. *Ecosistemas*, 23(2 SE), 64-72.

<https://doi.org/10.7818/ECOS.2014.23-2.09>

Yige, C., Fangqing, C., Lei, L., & Shunbo, Z. (2012). Physiological responses of *Leucaena leucocephala* seedlings to drought stress. *Procedia Engineering*, 28, 110-116.

<https://doi.org/10.1016/j.proeng.2012.01.691>

