



DOI: [10.29298/rmcf.v16i91.1527](https://doi.org/10.29298/rmcf.v16i91.1527)

Artículo de investigación

Abundancia y diversidad en reforestación y regeneración natural del Matorral Espinoso Tamaulipeco bajo manejo selectivo

Abundance and diversity in reforestation and natural regeneration of the Tamaulipan Thornscrub under selective management practices

Ramiro Velázquez Rincón¹, Eduardo Alanís Rodríguez^{1*}, Luis Gerardo Cuellar Rodríguez¹, Oscar A. Aguirre Calderón¹, Javier Jiménez Pérez¹, Arturo Mora Olivo²

Fecha de recepción/Reception date: 6 de noviembre de 2024.

Fecha de aceptación/Acceptance date: 26 de junio de 2025.

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

²Instituto de Ecología Aplicada, Facultad de Ingeniería y Ciencias, Universidad Autónoma de Tamaulipas. México.

*Autor para correspondencia; correo-e: eduardoforestal@gmail.com

*Corresponding author; e-mail: eduardoforestal@gmail.com

Resumen

El Matorral Espinoso Tamaulipeco (MET) se distribuye en el noreste de México, especialmente en Nuevo León, Tamaulipas y Coahuila. Este ecosistema subtropical presenta alta fragmentación debido al cambio de uso del suelo. Para mitigar los impactos asociados, se promueven proyectos de restauración activa. El presente estudio tuvo como objetivo comparar la diversidad y abundancia de especies entre la regeneración natural y una reforestación en el MET. El área se reforestó con 25 especies nativas y estuvo sujeta a deshierbe selectivo, riego complementario, podas y atención fitosanitaria. A cinco años de la plantación, se contabilizaron los individuos de especies arbustivas y arbóreas que germinaron en el área para estimar la abundancia y los índices de diversidad alfa y beta. Se registraron 29 especies en la regeneración, 21 compartidas con la reforestación. La abundancia fue mayor en la reforestación (4 875 ind. ha⁻¹) que en la regeneración (2 286 ind. ha⁻¹). El Índice de *Margalef* mostró diferencia significativa ($p=4.24e-05$), con mayor riqueza en la regeneración. Sin embargo, los índices de *Shannon* ($p=0.2639$), diversidad verdadera ($p=0.2639$), *Simpson* ($p=0.7499$) y su complemento ($p=0.7499$) no evidenciaron diferencias significativas. Entre los índices de diversidad beta, el de *Sørensen* indicó el mayor porcentaje de similitud con 77 %. Aunque la regeneración natural presentó mayor riqueza, ambas condiciones tuvieron abundancia similar. La regeneración natural como complemento podría ser una alternativa viable y económica para la restauración del MET, especialmente, si se conservan fragmentos de vegetación circundante y se considera el historial de uso del suelo.

Palabras clave: Diversidad alfa, diversidad beta, especies nativas, fragmentación ecológica, restauración activa, riqueza de especies.

Abstract

The Tamaulipan Thornscrub (TTS) is distributed in Northeastern Mexico, especially in the states of *Nuevo León*, *Tamaulipas* and *Coahuila*. This subtropical ecosystem is highly fragmented due to land-use changes. To mitigate the associated impacts, active restoration projects are being promoted. The objective of this study was to compare species diversity and abundance between natural Regeneration and a Reforestation area in the TTS. The area was reforested with 25 native species and subjected to selective weeding, supplemental irrigation, pruning, and phytosanitary care. Five years after planting, individuals of shrub and tree species that had germinated in the area were counted, estimating abundance as well as alpha and beta diversity indexes. A total of 29 species were recorded in the Regeneration area, 21 of which were shared with the Reforestation. Abundance was higher in the Reforestation (4 875 individuals ha⁻¹) than in the Regeneration (2 286 individuals ha⁻¹). The Margalef Index showed a significant difference ($p=4.24e-05$), with greater richness in the Regeneration area. However, the Shannon Index ($p=0.2639$), true diversity ($p=0.2639$), Simpson Index ($p=0.7499$), and Simpson complement ($p=0.7499$) did not show significant differences. Among the beta diversity indexes, Sørensen Index indicated the highest similarity percentage, at 77 %. Although natural Regeneration presented higher species richness, both strata shared a similar abundance structure. Natural Regeneration, as a complement, could be a viable and cost-effective alternative for restoring the TTS, especially when surrounding vegetation fragments are preserved and the land-use history is considered.

Keywords: Alpha diversity, beta diversity, native species, ecological fragmentation, active restoration, species richness.

Introducción

En México, el Matorral Espinoso Tamaulipeco (MET) abarca aproximadamente 3.3 millones de ha y se distribuye principalmente en los estados de Nuevo León, Tamaulipas, y Coahuila (Comisión Nacional Forestal [Conafor], 2020). La vegetación es de porte bajo, medio a alto y primordialmente denso, con elementos espinosos y caducifolios (NatureServe, 2009). El MET provee alimento, sitios de anidación y cobertura para muchas especies de fauna (Molina-Guerra et al., 2013). Es uno de los ecosistemas subtropicales de regiones áridas y semiáridas más impactados (NatureServe, 2009). Presenta disminución y fragmentación debido, entre otros factores, al cambio de uso del suelo (Torres-Barajas, 2018).

Como medida de mitigación del impacto ambiental asociado al cambio de uso del suelo, se impulsan desde la legislación acciones como la restauración activa o reforestación, plantación, deshierbe, quema o corta para obtener una estructura

deseada (Rey-Benayas et al., 2008). Esta restauración, por lo general, utiliza planta de viveros, y tiene como objetivo principal la manipulación de los regímenes de disturbio para acelerar el proceso de sucesión ecológica (Chazdon & Guariguata, 2016).

Para el Matorral Espinoso Tamaulipeco hay relativamente escasos estudios robustos de restauración. Entre 2016 y 2024 se registraron ocho iniciativas de restauración con este tipo de acciones, todas en el estado de Nuevo León (Velázquez-Rincón et al., 2025).

La regeneración natural o pasiva se presenta después de un disturbio e implica la colonización por arbustos y árboles seguida por la sucesión secundaria (Rey-Benayas et al., 2008). Este tipo de regeneración puede provenir de material vegetal preexistente en el área como semillas, raíces y retoños (Siyag, 1998). La regeneración pasiva se ha evaluado en el MET en zonas abandonadas y con historial pecuario (Alanís-Rodríguez et al., 2023; Molina-Guerra et al., 2013; Patiño-Flores et al., 2021), posterior a uso agrícola (Mora-Donjuán et al., 2013) y en sitios que fueron sujetos a quemas controladas (Alanís-Rodríguez et al., 2020). En cuanto al análisis puntual de la regeneración como resultado o en combinación con acciones de reforestación, se documentó para plantaciones con especies nativas del MET (Mata-Balderas et al., 2023; Patiño-Flores et al., 2022) y con especies exóticas (Martínez-Hernández et al., 2014).

El control de especies vegetales exóticas o agresivas es un método de intervención para favorecer la sucesión natural (Ribeiro-Rodrigues et al., 2011). En el MET, las iniciativas de restauración ecológica mediante reforestación, con planta producida en vivero, rescatada o reubicada, integran actividades de mantenimiento como riego suplementario y remoción de pastos y herbáceas (Velázquez-Rincón et al., 2025), aunque en ninguna iniciativa se consideraron especies leñosas germinadas a partir de semillas que pudieran estar presentes en el suelo como la selección o marcaje para evitar eliminarlas o dañarlas con el deshierbe.

Para contribuir en la restauración ecológica del MET en el municipio Pesquería, Nuevo León, en 2017 se realizó una reforestación con especies nativas que recibió

mantenimiento complementario, mismo que incluyó la remoción de herbáceas y pastos. Durante los últimos dos años, no se eliminaron las especies leñosas que germinaron a partir de semillas preexistentes en el sotobosque. En este contexto, el objetivo de este estudio fue comparar la diversidad y abundancia de especies de la regeneración natural del MET y de la reforestación. Para esto se planteó como hipótesis que tanto la abundancia como la diversidad serán mayores en las áreas reforestadas.

Materiales y Métodos

El área de estudio se localiza en el municipio Pesquería, al oriente de la zona metropolitana de Monterrey, en el estado de Nuevo León, entre los 25°43'00.31"-25°43'05.60" N y 99°58'11.03"-99°58'23.82" O, con altitud promedio de 312 m. Está constituida por un predio de 3.8 ha, ubicado en el costado sur de la Central Eléctrica Pesquería, propiedad de la empresa Techgen S. A. de C. V.

El clima es (A)C(w_o)x', que corresponde al grupo semicálido subhúmedo del grupo C, registra temperatura media anual mayor a 18 °C (García, 2004).

Los tipos de suelo de la zona son Rendzinas y Xerosoles con textura media y fase física petrocálcica, así como Vertisol pélico y Xerosol cálcico de textura fina (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática [INEGI], 1986).

Proceso de reforestación y manejo selectivo de herbáceas y pastos

En 2017 se reforestó el predio, cuya vegetación original era MET al momento de la reforestación; en el terreno existía vegetación secundaria y alta presencia de pastos

exóticos como *Cenchrus ciliaris* L., con un evidente alto grado de perturbación debido a su historial de uso pecuario extensivo. Antes de la reforestación, el terreno estuvo abandonado por cinco años, aproximadamente.

La preparación del terreno de 38 000 m² consistió en la remoción manual y mecánica de pastos y vegetación secundaria. Se diseñó un esquema de 11 áreas de reforestación con dimensiones y forma variables, limitadas por caminos entre cada una. Al interior de las áreas, el diseño de plantación fue a tresbolillo con densidad aproximada de 4 874 individuos ha⁻¹. Se utilizó planta nativa de viveros regionales, específicamente de 25 especies, pertenecientes a 22 géneros y 15 familias. Las especies con mayor número de planta introducida fueron *Havardia pallens* (Benth.) Britton & Rose y *Leucophyllum frutescens* (Berland.) I. M. Johnst. Durante los primeros tres años de seguimiento se hizo la reposición de ejemplares muertos con la misma especie.

Las actividades de mantenimiento de la plantación incluyeron riego suplementario (mensual) de 20 litros por individuo, poda de formación y la eliminación de herbáceas y pastos para disminuir la competencia de espacio y agua. A partir de 2020 el deshierbe fue selectivo, lo cual consistió en la identificación y el marcaje con cinta plástica de color llamativo de las plántulas de especies leñosas en el sotobosque con el fin de no removerlas con maquinaria o herramienta manual durante los trabajos de limpieza de herbáceas; además, el personal operativo se capacitó para realizar la tarea de manera minuciosa.

Toma y análisis de datos

La toma de datos se realizó durante 2022. Todos los individuos de la plantación se censaron (38 000 m²) y las áreas de plantación se usaron como unidades de muestreo. En cada una se registró el número de individuos plantados por especie (reforestación) y los que se regeneraron naturalmente en el sotobosque (regeneración). Los ejemplares de reforestación de todas las especies presentaban

producción de semillas al momento de la evaluación, por lo que las correspondientes a la regeneración pueden ser producto de aquellos, o del banco de semillas preexistente en el área. Para identificar las especies se utilizó una guía de identificación de plantas de la región (Mora-Olivo & Martínez-Ávalos, 2012). Además, los taxa se verificaron mediante el Sistema Nacional de Información sobre Biodiversidad de México (SNIB, 2024). Los valores de abundancia (Magurran, 2004) por especie para reforestación y regeneración se estimaron por hectárea.

La abundancia de especies compartidas entre los dos estratos se analizó mediante la prueba de *Mann-Whitney U*, ya que los datos no presentaron distribución normal ($p=6.03e-05$, $p=2.76e-06$) según la prueba de *Shapiro-Wilk* y no hubo homogeneidad de varianzas (Prueba de *Levene*).

También se determinaron índices de diversidad alfa: Índice de riqueza de *Margalef* (D_{Mg}) (Margalef, 1951), diversidad de *Shannon* (H') (Shannon, 1948), de diversidad verdadera de *Shannon* ($1D$), de *Simpson* (D) y Complemento de *Simpson* ($1-D$) (Magurran, 2004), así como índices de diversidad beta: de *Sørensen*, *Jaccard* (Magurran, 1988) y el Índice de *Morisita-Horn* (Magurran, 2004). La normalidad de los índices se determinó con la prueba de *Shapiro-Wilk* (Cuadro 1).

Cuadro 1. Valores de p para pruebas de normalidad de datos (*Shapiro-Wilk*).

Estrato	Índice				
	D_{Mg}	H'	$1D$	D	$1-D$
Reforestación	0.7337	0.9894	0.9865	0.5456	0.5456
Regeneración	0.5915	0.0022	0.0060	0.0002	0.0002

D_{Mg} = Riqueza de *Margalef*; H' = Diversidad de *Shannon*; $1D$ = Diversidad verdadera de *Shannon*; D = Diversidad de *Simpson*; $1-D$ = Complemento de *Simpson*.

La homogeneidad de varianzas de los índices entre los dos estratos se verificó mediante la prueba de *Levene*, resultando como sigue: D_{Mg} ($p=0.0211$), H' ($p=0.8490$), $1D$ ($p=0.8040$), D ($p=0.5700$) y $1-D$ ($p=0.5700$).

El análisis del Índice de *Margalef* se realizó con la prueba t de *Welch*, para distribución normal y varianzas diferentes. El resto de los indicadores se analizaron con la prueba de *Mann-Whitney U* con el ajuste de *Holm* para falsos positivos. Todos los análisis estadísticos se realizaron en el *Software R* versión 4.5.0 (R Core Team, 2025).

Resultados y Discusión

En total se registraron 18 familias, 29 géneros y 33 especies de plantas en ambos estratos. La reforestación estuvo representada por 15 familias, 22 géneros y 25 especies (Cuadro 2). Por otro lado, la regeneración estuvo compuesta por 15 familias, 26 géneros y 29 especies, de las cuales 21 se comparten con la reforestación. Las familias con mayor representación fueron Fabaceae que aportó diez taxa en reforestación y 11 en regeneración, Rhamnaceae con cuatro en regeneración y una en reforestación, así como Euphorbiaceae y Cannabaceae con dos en cada estrato (Cuadro 2).

Cuadro 2. Abundancia de especies registradas para reforestación (Ref) y regeneración (Reg).

Familias	Especies	Forma biológica	Abundancia (individuos ha ⁻¹)	
			Ref	Reg
Asparagaceae	<i>Yucca filifera</i> Chabaud*	Arbórea	22.37	0.00
Berberidaceae	<i>Berberis trifoliolata</i> Moric.	Arbustiva	0.00	0.26

Cannabaceae	<i>Celtis laevigata</i> Willd.*	Arbórea	2.63	0.00
Cannabaceae	<i>Celtis pallida</i> Torr.*	Arbustiva	1.58	0.53
Celastraceae	<i>Schaefferia cuneifolia</i> A. Gray	Arbustiva	0.00	26.58
Cordiaceae	<i>Cordia boissieri</i> A. DC.*	Arbórea	203.42	31.84
Ebenaceae	<i>Diospyros texana</i> Scheele*	Arbórea	1.05	3.16
Ehretiaceae	<i>Ehretia anacua</i> (Terán & Berland.) I. M. Johnst.*	Arbórea	0.26	0.00
Euphorbiaceae	<i>Bernardia myricifolia</i> (Scheele) S. Watson	Arbustiva	0.00	1.05
Euphorbiaceae	<i>Croton incanus</i> Kunth*	Arbustiva	148.42	156.05
Fabaceae	<i>Ebenopsis ebano</i> (Berland.) Barneby & J. W. Grimes*	Arbórea	16.84	0.26
Fabaceae	<i>Erythrostemon mexicanus</i> (A. Gray) Gagnon & G. P. Lewis*	Arbórea	329.74	30.53
Fabaceae	<i>Eysenhardtia texana</i> Scheele*	Arbustiva	206.05	73.42
Fabaceae	<i>Havardia pallens</i> (Benth.) Britton & Rose*	Arbórea	1 339.74	61.58
Fabaceae	<i>Neltuma glandulosa</i> (Torr.) Britton & Rose*	Arbórea	310.26	4.47
Fabaceae	<i>Parkinsonia aculeata</i> L.*	Arbórea	535.79	0.26
Fabaceae	<i>Parkinsonia texana</i> (A. Gray) S. Watson*	Arbórea	9.74	240.26
Fabaceae	<i>Senegalia greggii</i> (A. Gray) Britton & Rose*	Arbustiva	0.26	5.26
Fabaceae	<i>Vachellia farnesiana</i> (L.) Wight & Arn.*	Arbórea	577.37	7.11
Fabaceae	<i>Vachellia rigidula</i> (Benth.) Seigler & Ebinger*	Arbustiva	196.84	535.79
Fabaceae	<i>Vachellia schaffneri</i> (S. Watson) Seigler & Ebinger	Arbórea	0.00	110.53
Fagaceae	<i>Quercus virginiana</i> Mill.*	Arbórea	2.11	0.00
Oleaceae	<i>Forestiera angustifolia</i> Torr.*	Arbustiva	3.16	1.05
Rhamnaceae	<i>Colubrina texensis</i> (Torr. & A. Gray) A. Gray	Arbustiva	0.00	122.11
Rhamnaceae	<i>Condalia hookeri</i> M. C. Johnst.*	Arbustiva	1.58	5.53

Rhamnaceae	<i>Karwinskia humboldtiana</i> (Schult.) Zucc.	Arbustiva	0.00	97.37
Rhamnaceae	<i>Condaliopsis obtusifolia</i> (Hook. ex Torr. & A. Gray) Suess.	Arbustiva	0.00	33.95
Rubiaceae	<i>Randia obcordata</i> S. Watson*	Arbustiva	0.53	1.58
Rutaceae	<i>Zanthoxylum fagara</i> (L.) Sarg.*	Arbustiva	241.32	471.84
Sapotaceae	<i>Sideroxylon lanuginosum</i> Michx.*	Arbustiva	5.26	6.32
Scrophulariaceae	<i>Leucophyllum frutescens</i> (Berland.) I. M. Johnst.*	Arbustiva	716.32	65.00
Simaroubaceae	<i>Castela texana</i> (Torr. & A. Gray) Rose*	Arbustiva	2.11	91.84
Zygophyllaceae	<i>Guaiaacum angustifolium</i> Engelm.	Arbustiva	0.00	100.00
Total			4 874.75	2 285.50

*Especie utilizada en reforestación inicial. Ref = Reforestación; Reg = Regeneración.

La preeminencia de la familia Fabaceae en los procesos de regeneración natural del MET ha sido respaldada por múltiples estudios realizados en el estado de Nuevo León sobre la estructura y composición de la vegetación en zonas con historial de uso variado (Alanís-Rodríguez et al., 2020, 2023; Jiménez-Pérez et al., 2013; Mata-Balderas et al., 2023; Molina-Guerra et al., 2013; Mora-Donjuán et al., 2013; Patiño-Flores et al., 2021, 2022).

En términos de abundancia, la reforestación reunió un total de 4 875 individuos por hectárea (ind. ha^{-1}), cifra mayor a los 2 286 ind. ha^{-1} en la regeneración. Este último valor fue similar a los 2 055 ind. ha^{-1} en una regeneración de diez años sin manejo selectivo, aunque con 23 especies menos que en el presente estudio (Patiño-Flores et al., 2022). Por el contrario, en una regeneración de 11 años que incluía uso cinegético, con 27 especies se describió mayor abundancia (3 256 ind. ha^{-1}) (Mata-Balderas et al., 2023). Asimismo, la correspondiente a la regeneración de 26 especies del MET en una plantación de *Eucalyptus* spp. de 27 años (4 766 ind. ha^{-1}) (Martínez-Hernández et al., 2014) superó más del doble a la del presente estudio, misma que

fue mayor a la registrada (735 ind. ha^{-1}) en un área con tres años de regeneración posterior a un incendio (Alanís-Rodríguez et al., 2020).

Referente al tiempo, la abundancia fue menor ($1\,828 \text{ ind. ha}^{-1}$) en áreas abandonadas durante más de 30 años (Alanís-Rodríguez et al., 2023); mientras que, en la regeneración de zonas con 20 años de abandono, la abundancia fue mayor ($16\,983 \text{ ind. ha}^{-1}$) (Jiménez-Pérez et al., 2013).

Los mayores valores de abundancia obtenidos en el estudio aquí descrito sugieren que este parámetro podría verse afectado por el historial de uso del suelo y por el tiempo transcurrido desde el inicio de la reforestación de manera adicional a los factores ambientales inherentes de cada sitio. Asimismo, las acciones de manejo de la reforestación como la inclusión de prácticas de marcaje y cuidado de las especies leñosas (que no se retiren junto con el deshierbe) podrían favorecer la abundancia a corto plazo en el estrato en regeneración.

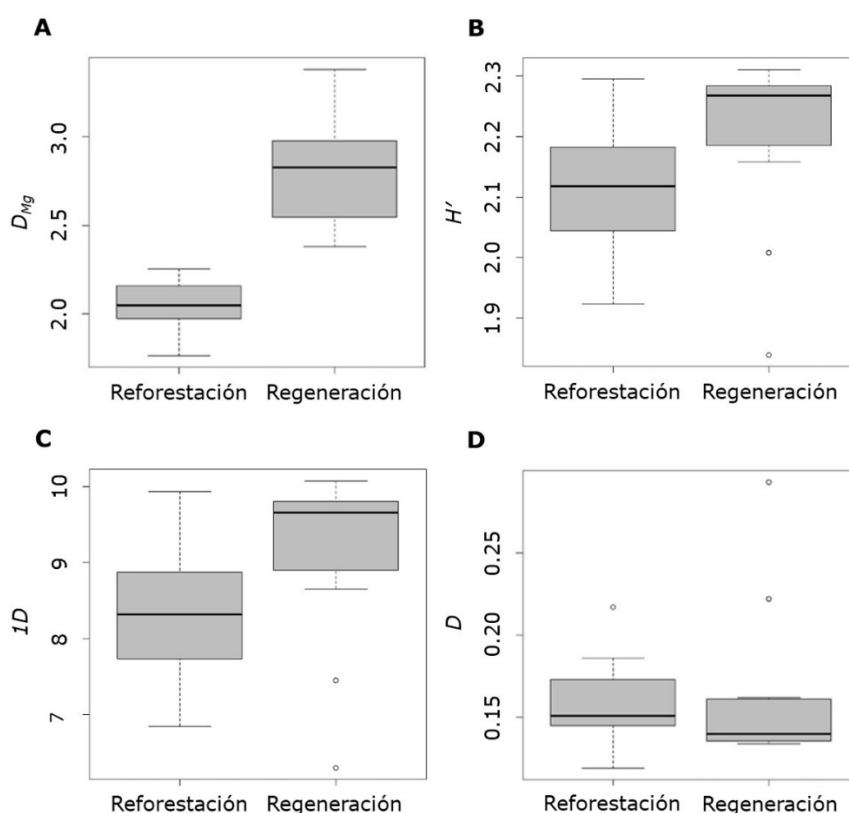
En el presente estudio, al momento de la evaluación, las especies más abundantes en la reforestación fueron *Havardia pallens* y *Leucophyllum frutescens*, lo cual es lógico debido a que están indicadas como típicas de sitios áridos de alta y baja productividad, respectivamente (Navar et al., 2014). También se destacó *Vachellia farnesiana* (L.) Wight & Arn., clasificada como especie pionera (Alanís-Rodríguez et al., 2023).

Para la regeneración, *Vachellia rigidula* (Benth.) Seigler & Ebinger, *Zanthoxylum fagara* (L.) Sarg. y *Parkinsonia texana* (A. Gray) S. Watson, junto con *Cordia boissieri* A. DC. fueron las más importantes en un fragmento de MET sin disturbio en el mismo municipio (Alanís-Rodríguez et al., 2021). La abundancia de *Vachellia rigidula* concuerda con la abundancia (516 ind. ha^{-1}) en el municipio Linares, Nuevo León (Martínez-Hernández et al., 2014). En contraste, las especies de menor abundancia en la regeneración fueron *Parkinsonia aculeata* L., *Ebenopsis ebano* (Berland.) Barneby & J. W. Grimes y *Berberis trifoliolata* Moric. Para otra zona cercana del municipio Pesquería, Nuevo León, *Vachellia farnesiana* fue la más abundante y

Parkinsonia aculeata y *Ebenopsis ebano* se registraron con abundancias de 80 y 75 ind. ha⁻¹ respectivamente (Patiño-Flores *et al.*, 2022).

No se encontraron diferencias significativas ($p=0.1209$) de la abundancia de las especies compartidas entre la reforestación y la regeneración.

El Índice de *Margalef* mostró diferencia significativa ($p=4.24e-05$) entre la reforestación y la regeneración, y la riqueza de especies fue mayor en este último; los valores variaron entre 1.76 y 2.25 para la reforestación, y entre 2.38 y 3.38 para la regeneración (Figura 1A). Estos datos indican riqueza media, pero fueron superiores a los valores ($D_{Mg}=0.69$) de la regeneración del MET en áreas abandonadas con historial pecuario (Mora-Donjuán *et al.*, 2013), y a los valores de regeneración natural ($D_{Mg}=1.91$) en un contexto de restauración activa (Patiño-Flores *et al.*, 2022). Los valores de riqueza del presente estudio fueron más cercanos a los estimados ($D_{Mg}=3.87$) en el municipio Cadereyta, Nuevo León, para una reforestación en MET (Mata-Balderas *et al.*, 2023); lo cual se puede atribuir a que en ambos estudios se realizaron acciones de manejo como la remoción de herbáceas. Martínez-Hernández *et al.* (2014) informaron de un valor más alto ($D_{Mg}=4.3$) para una comunidad regenerada sin acciones de manejo, pero con más antigüedad para el municipio Linares. Esto demuestra que la riqueza varía en función del estado de la sucesión ecológica.



A = Margalef; B = Shannon; C = Diversidad verdadera de Shannon; D = Simpson.

Figura 1. Índices para reforestación y regeneración.

El Índice de *Shannon* no mostró diferencia significativa ($p=0.2639$) entre la reforestación y la regeneración. Los valores de H' estuvieron entre 1.92 y 2.27 en la reforestación y de 1.84 a 2.30 para la regeneración (Figura 1B), los cuales indicaron bajos niveles de diversidad (Magurran, 2004). Ambos intervalos fueron superiores a los resultados ($H'=0.21, 1.31$) en otros estudios (Mora-Donjuán et al., 2013; Patiño-Flores et al., 2022). La diversidad que se obtuvo en este estudio fue similar ($H'=2.22$ a 2.11, 2.13) a la documentada en sistemas de uso pecuario en MET y reforestación con *Eucalyptus* spp. en el mismo tipo de vegetación (Martínez-Hernández et al., 2014; Molina-Guerra et al., 2013); sin embargo, fueron menores a la diversidad ($H'=2.63$) de una reforestación en MET (Mata-Balderas et al., 2023).

La diversidad verdadera del *Shannon* no fue significativamente diferente ($p=0.2639$) entre la reforestación y regeneración. Los valores de este índice variaron entre 6.84 y 9.93 en la reforestación, y de 6.29 a 10.08 en la regeneración (Figura 1C). En ambos casos, los valores de diversidad fueron superiores a la diversidad (1.28) de un sitio con 10 años de abandono (Alanís-Rodríguez *et al.*, 2023). Es posible que los valores de diversidad verdadera en la regeneración aumenten en el futuro si no ocurren perturbaciones, ya que en algunos sitios del MET este índice aumenta conforme al tiempo de abandono, de 1.28 (10 años) a 9.3 (más de 30 años) (Alanís-Rodríguez *et al.*, 2023); en contraste para otro sitio de la misma vegetación con 36 años de abandono el valor fue bajo (5.91) (Patiño-Flores *et al.*, 2021).

En etapa sucesional temprana del MET, la diversidad verdadera de *Shannon* es más alta que en el presente estudio; por ejemplo, tres años después de una quema controlada y sin intervención de restauración activa, el valor fue 16.44 (Alanís-Rodríguez *et al.*, 2020), posiblemente porque el fuego creó condiciones para la germinación, lo cual no ocurrió en los sitios del presente estudio.

El Índice de *Simpson* ($p=0.7499$) y su complemento ($p=0.7499$) no mostraron diferencias significativas entre la reforestación y la regeneración. En la reforestación, el índice presentó un rango de valores entre 0.12 y 0.22 (Figura 1D), y su complemento entre 0.78 y 0.88. Para la regeneración, el Índice de *Simpson* estuvo entre 0.13 a 0.29 y su complemento entre 0.71 a 0.87.

En total, 21 especies fueron compartidas entre reforestación y regeneración, número similar (21 y 23 especies) al total de especies en comunidades referidas en otros estudios del MET (Alanís-Rodríguez *et al.*, 2020; Mora-Donjuán *et al.*, 2013). *Havardia pallens* destacó por su alta abundancia en la reforestación, pero muy baja en la regeneración, esta última ligeramente superior a la abundancia (32 ind. ha⁻¹) en la regeneración del MET en Cadereyta Jiménez, Nuevo León (Mata-Balderas *et al.*, 2023). Por el contrario, *Vachellia rigidula* presentó alta y baja abundancia en la regeneración y reforestación,

respectivamente; esta especie es de las más importantes por su abundancia (196.84 ind. ha⁻¹) en otras zonas (Mata-Balderas et al., 2023).

Según el Índice de *Margalef*, la riqueza de especies entre reforestación y regeneración es diferente, pero según los demás índices (que consideran también la equidad o dominancia) (Magurran & McGill, 2011), no hay evidencia suficiente para afirmar que haya una diferencia significativa en la estructura de la diversidad entre los estratos. El Índice de *Margalef* mide riqueza, es decir, la cantidad de especies sin importar su abundancia (Magurran, 2004); por lo tanto, el resultado de este índice en el presente estudio pudo reflejar las diferencias de especies entre estratos, aunque podrían tener distribuciones de abundancias similares. Por su parte, los índices de *Shannon* y *Simpson* incluyen tanto riqueza como equidad (Magurran & McGill, 2011); por lo que el hecho de que no muestren diferencias podría deberse a que, aunque cambie el número de especies, la estructura de abundancia es similar.

Por lo anterior, debido a que el objetivo del presente estudio fue comparar ambos estratos de la comunidad en cuanto a diversidad y abundancia, el uso de los indicadores estimados es complementario. El Índice de *Margalef* es apropiado para la cantidad de especies, mientras que los índices de *Shannon* y *Simpson* brindan una visión más completa de la estructura de la comunidad (Alanís-Rodríguez et al., 2020). Para efectos de nuestros resultados, tanto la reforestación como la regeneración tienen estructura de abundancia similar.

En términos de diversidad beta, el Índice de *Sørensen* fue 77.8 %, mayor al de dos comunidades regeneradas (48 %) con historial pecuario (Pequeño-Ledezma et al., 2018). El Índice de *Jaccard* sugiere similitud del 63.64 %, mientras que el Índice de *Morisita-Horn* estimó similitud de 27 %.

La composición florística de zonas bajo restauración es producto de la regeneración natural combinada con la reproducción de las especies plantadas (Molina-Guerra et al., 2023).

En este estudio, las especies registradas en el sotobosque como parte de la regeneración no fueron únicamente las utilizadas en reforestación y en el proceso de reemplazo de planta muerta, sino que también se registraron otras ocho adicionales nativas del MET: *Condaliopsis obtusifolia* (Hook. ex Torr. & A. Gray) Suess., *Colubrina texensis* (Torr. & A. Gray) A. Gray, *Berberis trifoliolata*, *Bernardia myricifolia* (Scheele) S. Watson, *Guaiaecum angustifolium* Engelm., *Karwinskia humboldtiana* (Schult.) Zucc., *Schaefferia cuneifolia* A. Gray y *Vachellia schaffneri* (S. Watson) Seigler & Ebinger (Cuadro 2). Algunas de ellas se registran en estadios sucesionales tempranos (Alanís-Rodríguez *et al.*, 2020); mientras que otras aparecen en etapas sucesionales más avanzadas (Martínez-Hernández *et al.*, 2014; Mata-Balderas *et al.*, 2023; Patiño-Flores *et al.*, 2021). Entre estas especies, *Bernardia myricifolia* tuvo abundancia muy baja en este estudio, sin embargo, se le describió con una mayor importancia en un área regenerada con historial de uso pecuario (Jiménez-Pérez *et al.*, 2013).

La presencia de estas especies adicionales se puede explicar por la existencia de semillas en el suelo y por la vegetación circunvecina, que actúa como fuente potencial de propágulos (Molina-Guerra *et al.*, 2023). Algunos frutos y semillas poseen mayor potencial de dispersión por fauna de acuerdo con sus características físicas, como es el caso de *Karwinskia humboldtiana* y *Vachellia schaffneri* (Valdes-Alameda *et al.*, 2024). Por el contrario, aunque en el área de estudio se tiene documentada la producción de semillas de todas las especies reforestadas; *Celtis laevigata* Willd., *Ehretia anacua* (Terán & Berland.) I. M. Johnst., *Quercus virginiana* Mill. y *Yucca filifera* Chabaud no fueron registradas en la regeneración, lo que se atribuye a sus bajas densidades durante la reforestación. En el caso de *Yucca filifera*, su estado de madurez fue el factor que tal vez influyó negativamente en la disponibilidad y establecimiento de sus propágulos.

Los valores de diversidad y abundancia observados son comparables a los encontrados en el MET con diferentes historiales de uso y mayores tiempos desde el disturbio, lo que sugiere que la falta de acciones de restauración activa limita el desarrollo de etapas

sucesionales más avanzadas. A cinco años de las acciones de reforestación, el sotobosque ha creado condiciones propicias para la germinación de especies nativas distintas a las plantadas, lo que destaca la relevancia del historial de uso del suelo en la formación de un banco de semillas y la existencia de fragmentos de vegetación original en la zona circundante como fuentes de propágulos.

Los resultados sugieren que el historial de uso del suelo (pastoreo, abandono, disturbios, etc.) influye en la abundancia y composición de la comunidad vegetal. Por ello es importante desarrollar estrategias de restauración que se adapten al contexto histórico de cada sitio, realizando un correcto diagnóstico del uso previo del terreno antes de elegir las especies y técnicas adecuadas en proyectos de restauración.

Debido a que la regeneración mostró mayor riqueza de especies (Índice de *Margalef*) destaca la importancia de promoverla como estrategia complementaria o incluso alternativa a la reforestación activa. En este sentido, se deberían impulsar esquemas de restauración pasiva donde las condiciones lo permitan, reduciendo costos y favoreciendo especies nativas bien adaptadas.

Los índices de *Shannon* y *Simpson* indican que la estructura de diversidad similar entre reforestación y regeneración, a mediano plazo, implica la convergencia estructural. Así, la restauración activa puede usarse como acelerador inicial de la estructura vegetal, sin descartar el papel que juega la regeneración en la sucesión ecológica. A gran escala esto podría tener el efecto de aumentar las conexiones entre fragmentos del MET.

A partir de que algunas especies reforestadas no lograron establecerse en la regeneración, quizás debido a su densidad, madurez o dispersión limitada, se debería priorizar especies con buena capacidad de dispersión y viabilidad en campo, además de implementar prácticas de manejo como la protección post plantación, como se realizó en algunos proyectos (Mata-Balderas et al., 2023; Molina-Guerra et al., 2023).

Conclusiones

Los resultados obtenidos muestran que la regeneración natural del Matorral Espinoso Tamaulipeco presentó mayor riqueza de especies en comparación con la reforestación activa, aunque ambas estrategias compartieron una estructura de abundancia similar, de acuerdo con los índices de diversidad de *Shannon* y *Simpson*. Esta convergencia estructural sugiere que, a mediano plazo, tanto la regeneración como la reforestación pueden contribuir al restablecimiento funcional del ecosistema.

El hecho de que la regeneración haya incluido especies no plantadas y características de diferentes etapas sucesionales resalta su valor ecológico y su potencial como estrategia complementaria a la restauración activa en contextos donde existan bancos de semillas viables y vegetación circundante en buen estado de conservación.

En conjunto, estos hallazgos destacan la importancia de integrar prácticas de manejo adaptadas al contexto, priorizar especies con alta capacidad de establecimiento, conservar fragmentos de vegetación natural, y mantener un monitoreo ecológico a largo plazo que permita evaluar la evolución y el éxito de los esfuerzos de restauración en el MET.

Agradecimientos

Los autores agradecen el apoyo de Techgen S. A. de C. V. y de Geoprospect S. A. de C. V. para el desarrollo del trabajo de campo.

Conflicto de intereses

No existe conflicto de intereses.

Contribución por autor

Ramiro Velázquez Rincón y Eduardo Alanís Rodríguez: realizaron el trabajo de campo, análisis de datos y elaboración de manuscrito; Luis Gerardo Cuéllar Rodríguez y Oscar A. Aguirre Calderón: participaron en los análisis de datos y redacción y revisión de manuscrito; Javier Jiménez Pérez y Arturo Mora Olivo: participaron en el trabajo de campo, identificación taxonómica y en la revisión y corrección del manuscrito. Todos los autores participaron en la concepción de la investigación y aprobación de la versión final del escrito.

Referencias

- Alanís-Rodríguez, E., Martínez-Adriano, C. A., Sánchez-Castillo, L., Rubio-Camacho, E. A., & Valdecantos, A. (2023). Land abandonment as driver of woody vegetation dynamics in Tamaulipan thornscrub at Northeastern Mexico. *PeerJ*, 11, Article e15438. <https://doi.org/10.7717/peerj.15438>
- Alanís-Rodríguez, E., Molina-Guerra, V. M., Collantes-Chávez-Costa, A., Buendía-Rodríguez, E., Mora-Olivo, A., Sánchez-Castillo, L., & Alcalá-Rojas, 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, Article 6. <https://doi.org/10.1186/s40693-021-00102-6>
- Alanís-Rodríguez, E., Rubio-Camacho, E. A., Mata-Balderas, J. M., Lozano-Cavazos, E. A., González-Tagle, M. A., & Amarán-Ruiz, M. F. (2020). Tamaulipan thornscrub after fire: an analysis of the composition of species. *Brazilian Journal of Biology*, 80(4), 814-822. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.221325>
- Chazdon, R. L., & Guariguata, M. R. (2016). Natural regeneration as a tool for large-scale forest restoration in the tropics: prospects and challenges. *Biotropica*, 48(6), 716-730. <https://www.jstor.org/stable/48576571>

- Comisión Nacional Forestal. (2020). *Principales indicadores forestales ciclo 2015-2020. Inventario Nacional Forestal y de Suelos* [Conjunto de datos]. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. <https://snmf.cnf.gob.mx/principaleindicadoresforestalesciclo-2015-2020/>
- García, E. (2004). *Modificaciones al Sistema de Clasificación Climática de Köppen* (5ta ed.). Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México. <https://publicaciones.geografia.unam.mx/index.php/ig/catalog/book/83>
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. (1986). *Síntesis Geográfica del Estado de Nuevo León*. INEGI. <https://www.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=702825220747>
- 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://www.jstor.org/stable/24643685>
- Magurran, A. E. (1988). *Ecological diversity and its measurement* (1st ed.). Princeton University Press. <https://doi.org/10.1007/978-94-015-7358-0>
- Magurran, A. E. (2004). *Measuring biological diversity*. Blackwell Science Ltd. <http://www.bio-nica.info/Biblioteca/Magurran2004MeasuringBiological.pdf>
- Magurran, A. E., & McGill, B. J. (Eds.). (2011). *Biological Diversity. Frontiers in measurement and assessment*. Oxford University Press. https://books.google.com.mx/books?id=7mwVDAAAQBAJ&printsec=frontcover&hl=es&source=gbs_ge_summary_r&cad=0#v=onepage&q&f=false
- Margalef, R. (1951). Diversidad de especies en las comunidades naturales. *Publicaciones del Instituto de Biología Aplicada*, 9, 5-27. <http://hdl.handle.net/10261/165981>
- Martínez-Hernández, D. D., Jiménez-Pérez, J., Alanís-Rodríguez, E., Uvalle-Sauceda, J. I., Canizales-Velázquez, P. A., y Rocha-Domínguez, L. (2014). Regeneración natural del matorral espinoso tamaulipeco en una plantación de *Eucalyptus* spp.

Revista Mexicana de Ciencias Forestales, 5(21), 94-107.
<https://doi.org/10.29298/rmcf.v5i21.360>

Mata-Balderas, J. M., González-Sánchez, C. S., Cavada-Prado, K. A., y Sarmiento-Muñoz, T. I. (2023). Evaluación de una reforestación y regeneración del matorral espinoso tamaulipeco en el noreste de México. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 14(79), 180-212. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v14i79.1340>

Molina-Guerra, V. M., Alanís-Rodríguez, E., Collantes-Chávez-Costa, A., Mora-Olivo, A., Buendía-Rodríguez, E., y de la Rosa-Manzano, E. (2023, enero-junio). Restauración de un fragmento de matorral espinoso tamaulipeco: respuesta de ocho especies leñosas. *Colombia Forestal*, 26(1), 36-47.
<https://doi.org/10.14483/2256201X.19056>

Molina-Guerra, V. M., Pando-Moreno, M., Alanís-Rodríguez, E., Canizales-Velázquez, P. A., González-Rodríguez, H., y Jiménez-Pérez, J. (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.
<https://cienciaspecuarias.inifap.gob.mx/index.php/Pecuarias/article/view/3193>

Mora-Donjuán, C. A., Jiménez-Pérez, J., Alanís-Rodríguez, E., Rubio-Camacho, E. A., Yerena-Yamallel, J. I., y González-Tagle, M. A. (2013). Efecto de la ganadería en la composición y diversidad arbórea y arbustiva del matorral espinoso tamaulipeco. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 4(17), 124-137.
<https://doi.org/10.29298/rmcf.v4i17.426>

Mora-Olivo, A., y Martínez-Ávalos, J. G. (2012). *Plantas Silvestres del Bosque Urbano. Cd. Victoria, Tamaulipas, México*. Instituto de Ecología Aplicada, Universidad Autónoma de Tamaulipas.
<https://libros.uat.edu.mx/index.php/librosuat/catalog/view/219/183/540>

NatureServe. (2009). *International Ecological Classification Standard: Terrestrial Ecological Classifications, Ecological Systems of the Southern Texas Plains* [White

- paper]. NatureServe Central Databases.
https://tpwd.texas.gov/documents/301/STPL_ecological_systems_TxfQ941.pdf
- Navar, J., Rodriguez-Flores, F. de J., Dominguez-Calleros, P. A., & Perez-Verdin, G. (2014). Diversity-productivity relationship in the Northeastern Tamaulipan thornscrub forest of Mexico. *International Journal of Ecology*, 2014, Article 196073. <https://doi.org/10.1155/2014/196073>
- Patiño-Flores, A. M., Alanís-Rodríguez, E., Jurado, E., González-Rodríguez, H., Aguirre-Calderón, O. A., y Molina-Guerra, V. M. (2021). Estructura y diversidad del matorral espinoso tamaulipeco regenerado posterior a uso pecuario. *Polibotánica*, 52, 75-88. <https://doi.org/10.18387/polibotanica.52.6>
- Patiño-Flores, A. M., Alanís-Rodríguez, E., Molina-Guerra, V. M., Jurado, E., González-Rodríguez, H., Aguirre-Calderón, O. A., y Collantes-Chávez-Costa, A. (2022). Regeneración natural en un área restaurada del matorral espinoso tamaulipeco del Noreste de México. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios*, 9(1), Artículo e2853. <https://doi.org/10.19136/era.a9n1.2853>
- Pequeño-Ledezma, M. A., Alanís-Rodríguez, E., Molina-Guerra, V. M., Mora-Olivo, A., Alcalá-Rojas, A. G., Martínez-Ávalos, J. G., & Garza-Ocañas, F. (2018). Plant composition and structure of two post-livestock areas of Tamaulipan thornscrub, Mexico. *Revista Chilena de Historia Natural*, 91, Article 4. <https://doi.org/10.1186/s40693-018-0074-9>
- R Core Team. (2025). *R: A language and environment for statistical computing* (Version 4.5.0) [Software]. R Foundation for Statistical Computing. <https://cran.r-project.org/src/base/R-4/R-4.5.0.tar.gz>
- Rey-Benayas, J. M., Bullock, J. M., & Newton, A. C. (2008). Creating woodland islets to reconcile ecological restoration, conservation, and agricultural land use. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6(6), 329-336. <https://doi.org/10.1890/070057>
- Ribeiro-Rodrigues, R., Gandolfi, S., Nave, A. G., Aronson, J., Barreto, T. E., Vidal, C. Y., & Brancalion, P. H. S. (2011). Large-scale ecological restoration of high-diversity

tropical forests in SE Brazil. *Forest Ecology and Management*, 261(10), 1605-1613.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.07.005>

Shannon, C. E. (1948). A mathematical theory of communication. *The Bell System Technical Journal*, 27, 379-423.
<https://people.math.harvard.edu/~ctm/home/text/others/shannon/entropy/entropy.pdf>

Sistema Nacional de Información sobre Biodiversidad. (2024). *Validación de nombres taxonómicos* [Base de datos]. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. <https://www.snib.mx/taxonomia/validacion/>

Siyag, P. R. (1998). *The afforestation manual: Technology and management* [White paper]. Tree Craft Communications.
<https://www.echocommunity.org/resources/531ed586-f7e2-4f75-9c59-c276c0875294>

Torres-Barajas, M. (2018). *Ecología del paisaje de la región hidrológica prioritaria no. 53 Río San Juan y Río Pesquería (CONABIO), N.L. México*. [Tesis de Doctorado, Universidad Autónoma de Nuevo León]. Repositorio Institucional UANL.
<http://eprints.uanl.mx/15998/>

Valdes-Alameda, R., Jurado, E., Flores, J., & Estrada, E. (2024). Positive relationship between seedlings and saplings with adult trees at small scale influenced by dispersal vectors in semiarid thornscrub. *Acta Botanica Brasilica*, 38: Article e20230130.
<https://doi.org/10.1590/1677-941X-ABB-2023-0130>

Velázquez-Rincón, R., Alanís-Rodríguez, E., Cuellar-Rodríguez, L. G., Aguirre-Calderón, O. A., Jiménez-Pérez, J., y Mora-Olivo, A. (2025). Evaluación de los esfuerzos de restauración ecológica en el matorral espinoso tamaulipeco. *e-CUCBA*, 12(24), 52-64. <https://doi.org/10.32870/e-cucba.vi24.376>



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