



DOI: [10.29298/rmcf.v14i79.1344](https://doi.org/10.29298/rmcf.v14i79.1344)

Artículo de Investigación

Banco de semillas del suelo bajo individuos aislados de especies arbóreas del Matorral Espinoso Tamaulipeco ***Soil seed bank under isolated trees of the Tamaulipan Thorny Scrub***

Renata Valdes-Alameda^{1*}, Enrique Jurado¹, Joel Flores², Eduardo Estrada¹

Fecha de recepción/Reception date: 1 de marzo de 2023.

Fecha de aceptación/Acceptance date: 10 de mayo de 2023.

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

²Instituto Potosino de Investigación Ciencia y Tecnología. División de Ciencias Ambientales. México.

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

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

Resumen

Estudiar el banco de semillas permite interpretar el estado de sitios perturbados, la respuesta a cambios impulsados por disturbios y la consecuente dinámica de una comunidad vegetal. La heterogeneidad en la formación del banco de semillas está influida por la latencia de estas, su tipo de dispersión y componentes del paisaje como topografía o vegetación. El número de semillas en el suelo depende, en parte, de la vegetación presente, sin embargo, en paisajes deforestados y fragmentados, los árboles aislados representan los únicos reservorios potenciales para la regeneración de la vegetación. En este trabajo se exploró, durante dos años, la variación espacial y temporal en la abundancia, densidad y número de especies de semillas germinables en el suelo bajo cinco especies arbóreas aisladas comunes en áreas abiertas del Matorral Espinoso Tamaulipeco. Las características del banco de semillas se calcularon para cada especie de árbol aislado y se compararon entre ellas, estaciones y año de colecta. El banco de semillas bajo las copas de dos árboles zoócoros (*Neltuma laevigata* y *Diospyros texana*) fue más rico y denso que bajo otras tres especies (*Yucca filifera*, zoócora; *Parkinsonia aculeata* y *Vachellia farnesiana* dispersión no asistida). También se registraron más especies y semillas germinadas en otoño que en primavera, y más herbáceas que arbóreas.

Palabras clave: *Diospyros texana* Scheele, *Neltuma laevigata* (Humb. & Bonpl. ex Willd.) Britton & Rose, regeneración, riqueza, síndrome de dispersión, zoocoria.

Abstract

Studying the seed bank makes it possible to interpret the status of disturbed sites, the response to disturbance-driven changes, and the subsequent dynamics of a plant community. Heterogeneity in seed bank formation is influenced by seed dormancy, seed dispersal type, and such landscape components as topography or vegetation. The number of seeds in the soil depends, in part, on the vegetation present, however, in deforested and fragmented landscapes, isolated trees are the only potential reservoirs for vegetation regeneration. In this work, the spatial and temporal variation in abundance, density, and number of germinable seed species on the ground was explored during two years, under five common isolated tree species in open areas of the Tamaulipan Thorny Scrub. Seed bank characteristics were calculated for each isolated tree species and compared between species, seasons, and years of collection. The seed bank under the canopy of two zoochorous trees (*Neltuma laevigata* and *Diospyros texana*) was richer and denser than under the other three species (*Yucca filifera*, zoochorous; *Parkinsonia aculeata* and *Vachellia farnesiana*, unassisted dispersal). Also, more species and seeds germinated in Fall than in Spring, and more herbaceous than arboreal species were recorded.

Key words: *Diospyros texana* Scheele, *Neltuma laevigata* (Humb. & Bonpl. ex Willd.) Britton & Rose, regeneration, richness, dispersal syndrome, zoochory.

Introducción

El banco de semillas del suelo es fundamental en la dinámica vegetal, constituye una importante etapa de la regeneración, pues almacena las especies de plantas que potencialmente se establecerán (De Souza *et al.*, 2006). Los bancos de semillas son dinámicos en espacio y tiempo (Fenner y Thompson, 2005): en espacio, los frutos y las semillas se dispersan cuando caen al suelo o mediante distintos vectores como el viento, agua o los animales (Pijl, 1969), y en el tiempo, las semillas pueden permanecer latentes en el suelo, es decir, retrasan la germinación debido a características físicas o fisiológicas en sus estructuras, o simplemente porque no hay las condiciones ambientales adecuadas para germinar (Baskin y Baskin, 2004). Mediante la dispersión y la lluvia de semillas, estas llegan al suelo, mientras que con la germinación, depredación y la muerte por patógenos, son eliminadas del mismo (Fenner y Thompson, 2005).

Los bancos de semillas del suelo pueden contener las especies presentes en la vegetación o que lo estuvieron antes de un disturbio y en áreas cercanas (Bossuyt y Honnay, 2008), por lo que representan un importante recurso para la restauración y resiliencia de una comunidad vegetal dañada (Shiferaw *et al.*, 2018). Tradicionalmente, en las comunidades perturbadas, la degradación se evalúa solo por el estado de la vegetación en pie, y se olvida que el análisis de las semillas almacenadas en el suelo proporciona información crucial para conocer la dinámica vegetal, interpretar el estado de conservación y determinar el potencial de recuperación de las plantas (Ma *et al.*, 2021).

Las investigaciones sobre las variaciones temporales y espaciales del banco de semillas se abordan estudiando sus características básicas como la densidad, diversidad o riqueza. Un aspecto importante que tiene influencia en la distribución espacial de las semillas es su mecanismo de dispersión, ya que mediante este proceso las poblaciones de plantas crecen, intercambian genes y sobreviven a cambios ambientales (Levin y Muller-Landau, 2000). Por ejemplo, las semillas dispersadas por animales son depositadas con mayor frecuencia cerca de árboles con dispersión similar que aquellos con diferente mecanismo de dispersión (Saatkamp *et al.*, 2013). Esto se debe a que las plantas con frutos atractivos para los animales suelen ser visitadas por ellos para alimentarse, protegerse, anidar o perchar (en el caso de aves), y mientras realizan estas actividades, al defecar depositan las semillas bajo las copas de los árboles (DeMars *et al.*, 2010).

Los árboles aislados, aquellos que permanecen en pie después de un disturbio o intencionalmente se dejan en áreas deforestadas, son ampliamente estudiados y utilizados por su influencia en la dinámica de regeneración y restauración ecológica (Guevara *et al.*, 2005). Además, si estas especies atraen animales frugívoros, suelen actuar como depósitos de semillas, aumentan las interacciones con otras plantas y animales, y con ello se mantiene alta biodiversidad (Camargo *et al.*, 2020). Es probable que lo anterior ocurra en las selvas y bosques con mayor frecuencia, porque hay más especies zoócoras que en otros ecosistemas (Gentry, 1982; Willson *et al.*, 1990), sin embargo, en áreas perturbadas de zonas áridas, la dispersión zoócora y la acumulación de semillas bajo árboles aislados también ocurre (Filazzola *et al.*, 2019) y de su estudio depende si se constituye como una herramienta útil para la recuperación de la vegetación y las interacciones que se pierden con el continuo cambio de uso de suelo.

El Matorral Espinoso Tamaulipeco se localiza en una zona semiárida al Noreste de México, es un tipo de vegetación muy fragmentado, compuesto por una matriz de vegetación inducida (para ganadería o agricultura) con pequeños parches

remanentes de vegetación nativa, así como árboles aislados de diferentes especies (Molina-Guerra *et al.*, 2013). En el matorral se reconocen 37 especies que tienen dispersión zoócora, lo que representa un mayor porcentaje de taxones con este tipo de dispersión en comparación con otras zonas semiáridas (Jurado *et al.*, 2001a). No obstante, las relaciones entre las plantas y los dispersores, así como la influencia del tipo de dispersión en la regeneración han sido escasamente estudiadas en este ecosistema.

En el Matorral Espinoso Tamaulipeco se han realizado investigaciones de los bancos de semillas con diversos métodos (Pando-Moreno *et al.*, 2010; Martínez-Adriano *et al.*, 2021; Valdes-Alameda *et al.*, 2021); se conocen los bancos de semillas dentro de fragmentos de vegetación sin perturbación y en los bordes de estos, pero no se tiene información sobre los bancos en sitios destinados a la ganadería, el uso de suelo más común de la región. Por otro lado, debido a la fragmentación del matorral, el papel de los árboles aislados se ha estudiado en el contexto productivo para la ganadería o agroforestería (Sarmiento-Muñoz *et al.*, 2019), mientras que en el ecológico se estudió la remoción de semillas y la producción de frutos para compararla con la producida en la vegetación continua remanente (Jurado *et al.*, 2006; Cuéllar-Rodríguez y Jurado, 2016).

En este trabajo, se determinaron las características del banco de semillas, en términos de riqueza y diversidad, bajo individuos aislados de especies arbóreas con diferente síndrome de dispersión (clasificados por las características de sus frutos). Se comparó el banco de semillas del suelo bajo las especies nativas *Diospyros texana* Scheele y *Neltuma laevigata* (Humb. & Bonpl. ex Willd.) Britton & Rose (antes *Prosopis laevigata* (Humb. & Bonpl. ex Willd.) M. C. Johnst.), *Yucca filifera* Chabaud (de dispersión zoócora), *Parkinsonia aculeata* L. y *Vachellia farnesiana* (L.) Wight & Arn. (antes *Acacia farnesiana* (L.) Willd.) (sin síndrome de dispersión aparente). Además, se exploró la variación temporal del banco de semillas

estudiado. Las hipótesis fueron: (1) Los individuos aislados de especies de dispersión zoócora tienen mayor riqueza y densidad de semillas bajo sus copas que las especies con otro tipo de dispersión debido a una mayor deposición de semillas generada por la visita de dispersores que son atraídos a los frutos zoócoros, y (2) La composición de los bancos es variable entre las estaciones debido a que las plantas de la comunidad producen semillas en diferentes estaciones.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El área de estudio se ubica dentro de las instalaciones de la Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León, en el municipio Linares, Nuevo León. Está entre las coordenadas 24°48'2.81" N y 99°31'54.51" O al norte, 24°47'50.17" N y 99°32'10.16" O al sur, 24°47'50.80" N y 99°31'39.01" O al este, y 24°47'59.27" N y 99°32'18.12" O al oeste, y tiene una altitud promedio de 379 m. El clima en el área es semicálido subhúmedo con lluvias en verano, descrito como Bs hw(w) según la clasificación de Köppen modificada por García (2004). Las lluvias son irregulares de mayo a junio y entre septiembre a octubre se presentan dos periodos de sequía: uno corto en verano y otro largo en invierno (Foroughbakhch *et al.*, 2013). La temperatura media anual es 23.7 °C y la precipitación media alcanza los 810 mm (Martínez-Adriano *et al.*, 2021). El área tiene 40 ha y consiste en parcelas de pastoreo rotativo de bovinos, con árboles aislados de diferentes

especies que corresponden a la vegetación previa al desmonte y que está presente en las zonas aledañas: Matorral Espinoso Tamaulipeco.

La ganadería disminuye significativamente la abundancia, dominancia y diversidad de las comunidades arbóreas y arbustivas de este matorral (Mora *et al.*, 2013) en el cual se han contabilizado alrededor de 160 especies (Foroughbakhch *et al.*, 2013). Aunque no todas se han clasificado por síndrome de dispersión, se registran seis taxones con frutos explosivos (autócoras), 37 con adaptaciones para la dispersión animal (zoócoras), 31 con características de dispersión por el viento (anemócoras) y 43 especies no tienen características claramente asociadas a algún vector de dispersión (no asistidas) (Jurado *et al.*, 2001a).

La fenología de las especies se ha estudiado en un número limitado, pero la tendencia es a que la temporada de dispersión ocurra alrededor de junio y julio (inicio del verano), o de octubre a noviembre (finales de otoño y principios de invierno), algunos taxa presentan frutos en ambas temporadas (García, 1997). En esta región, las semillas de algunas especies pueden germinar por encima de su intervalo de distribución actual, por ello tendrían la capacidad de desplazarse hacia altitudes superiores por efecto del cambio climático (Pérez-Domínguez *et al.*, 2013).

Selección de especies y muestreo

Las especies seleccionadas fueron mezquite (*Neltuma laevigata*), chapote blanco (*Diospyros texana*) y yuca (*Yucca filifera*) que tienen dispersión zoócora, además de huizache (*Vachellia farnesiana*) y retama (*Parkinsonia aculeata*), cuyas características de sus frutos las clasifican como no asistidas, es decir, sus frutos

carecen de rasgos evidentes que se relacionen con un síndrome de dispersión (Jurado *et al.*, 2001a). Los criterios para seleccionar 10 individuos de cada especie fueron: (1) No tener ningún otro individuo arbóreo adulto o en fructificación en un radio de 10 m alrededor de él, (2) Un promedio de copa de 6 m (± 1.0), con excepción de la yuca que se seleccionó con una copa de 10 m (± 1.0), y (3) Estar ubicados al menos a 90 m (± 10) de distancia del fragmento de matorral continuo más cercano.

Se recolectaron 4 muestras por árbol (40 por especie) durante los dos años de estudio para evaluar el banco de semillas bajo las copas de cada árbol seleccionado. El periodo de recolección fue en 2021 y 2022, dos veces al año, en marzo y septiembre (a principios de la primavera y el otoño) que corresponden a las temporadas posteriores a la dispersión de la mayoría de las plantas del matorral y antes de la temporada de germinación.

El sitio de recolecta se determinó a una distancia media entre el fuste y el límite de la copa de cada individuo, cada temporada de muestreo se eligió un sitio diferente. El tamaño de la muestra de suelo fue de 30×30 cm y 3 cm de profundidad (alrededor de 1 600±132 g).

Emergencia e identificación de especies

El banco de semillas se contabilizó mediante el método de emergencia de plántulas, que es el más útil para describir las reservas de toda la comunidad vegetal (Piudo y Caveró, 2005). Las muestras de suelo se colocaron en charolas para germinación en el invernadero de la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad Autónoma de

Nuevo León, se mantuvieron bajo la luz natural con malla sombra (50 %) y temperatura de 20 a 25 °C. Los riegos se realizaron cada tercer día para mantener la humedad constante. Todos los días se registraron el número y la especie de todas las plántulas que emergieron durante el experimento en un periodo de cuatro meses (cuando no germinaron nuevas plántulas por 15 días), se realizó la identificación utilizando el manual de plantas vasculares de Texas (Correll y Johnston, 1970). Las plántulas identificadas se retiraron de los recipientes y las no reconocidas se trasplantaron a bolsas de vivero para permitir su crecimiento y posterior identificación. Cuando no fue posible asignar el nombre de la especie se identificó hasta el género. La emergencia de una plántula se consideró como una semilla viable. Una vez identificadas las plántulas, se obtuvo información del origen, hábito y el tipo de dispersión de las especies (Cuadro 1). Se contabilizó el número de plántulas emergidas sin conocer el tiempo que las semillas habían pasado en el suelo.

Cuadro 1. Composición de especies del banco de semillas, hábito de crecimiento, origen y síndrome de dispersión asignado.

Especie		Hábito	Origen	Síndrome de dispersión
Nombre científico	Nombre común			
Acanthaceae				
<i>Ruellia nudiflora</i> (Engelm. & A. Gray) Urb.	Ruellia	Herbácea	Nativa	Fruto explosivo (Vargas-Mendoza <i>et al.</i> , 2015)
Amaranthaceae				
<i>Amaranthus palmeri</i> S. Watson		Herbácea	Nativa	No asistida (Jurado <i>et al.</i> , 2001a)
<i>Amaranthus viridis</i> L.		Herbácea	Exótica	Anemócora/hidrócora (SER y RBGK, 2023)
<i>Chenopodium album</i> L.	Quelite	Herbácea		No asistida (Williams, 1963)
Apiaceae				
<i>Cyclospermum leptophyllum</i> (Pers.) Sprague ex Britton & P. Wilson	Apio silvestre	Herbácea	Nativa	Anemócora (Ogle, 2023)
Asparagaceae				
<i>Yucca filifera</i> Chabaud	Yuca	Arbórea	Nativa	Zoócora (Waitman <i>et al.</i> ,

					2012)*
Asteraceae					
<i>Calyptocarpus vialis</i> Less.	Hierba de caballo	Herbácea	Nativa	No asistida (Valerio y Moreira, 1986)	
<i>Cirsium texanum</i> Buckley	Cardo	Herbácea	Nativa	Anemócora (SER y RBGK, 2023)	
<i>Conyza canadensis</i> (L.) Cronquist		Herbácea	Prob. nativa	Anemócora (SER y RBGK, 2023)	
<i>Erigeron</i> L. sp.		Herbácea		Anemócora (Pijl, 1969)*	
<i>Helianthus annuus</i> L.	Girasol	Herbácea	Nativa	No asistida	
<i>Parthenium confertum</i> A. Gray		Herbácea	Nativa	Anemócora (Mao <i>et al.</i> , 2019)	
<i>Sanvitalia ocyroides</i> DC.		Herbácea	Nativa	Anemócora (Jurado <i>et al.</i> , 2001a)	
<i>Sonchus oleraceus</i> L.	Lechuguilla común	Herbácea	Exótica	Anemócora (SER y RBGK, 2023)	
<i>Taraxacum officinale</i> F. H. Wigg.	Diente de león	Herbácea		Anemócora (SER y RBGK, 2023)	
Boraginaceae					
<i>Lithospermum matamorensense</i> DC.		Herbácea	Nativa	No asistida (Pijl, 1969)*	
Brassicaceae					
<i>Lepidium virginicum</i> L.	Lenteja de campo	Herbácea	Nativa	Anemócora (Díaz y Ríos, 2017)	
Cactaceae					
<i>Opuntia</i> Mill. sp.	Nopal	Arbórea	Nativa	Zoócora (SER y RBGK, 2023)	
Campanulaceae					
<i>Lobelia</i> L. sp.		Herbácea		Anemócora (SER y RBGK, 2023)	
Cannabaceae					
<i>Celtis laevigata</i> Willd.	Palo blanco	Arbórea	Nativa	Zoócora (Jurado <i>et al.</i> , 2001a)	
<i>Celtis pallida</i> Torr.	Granjeno	Arbórea	Nativa	Zoócora (Jurado <i>et al.</i> , 2001a)	
Convolvulaceae					
<i>Convolvulus arvensis</i> L.		Herbácea	Exótica	No asistida (SER y RBGK, 2023)	
<i>Ipomoea</i> L. sp.		Herbácea		No asistida (SER y RBGK, 2023)	
Cordiaceae					
<i>Cordia boissieri</i> A. DC.	Anacahuita	Arbórea	Nativa	Zoócora (Jurado <i>et al.</i> , 2001a)	
Ebenaceae					
<i>Diospyros texana</i> Scheele	Chapote blanco	Arbórea	Nativa	Zoócora (Jurado <i>et al.</i> , 2001a)	
Euphorbiaceae					

<i>Argythamnia humilis</i> (Engelm. & A. Gray) Müll. Arg.		Herbácea	Nativa	No asistida (SER y RBGK, 2023)
<i>Croton ciliatoglandulifer</i> Ortega	Croton	Arbustiva	Nativa	Zoócora (Jurado <i>et al.</i> , 2001a)
<i>Croton cortesianus</i> Kunth	Croton	Herbácea	Nativa	Zoócora (Jurado <i>et al.</i> , 2001a)
<i>Croton fruticosus</i> Engelm. ex Torr.	Croton	Arbustiva	Nativa	Zoócora (Jurado <i>et al.</i> , 2001a)
<i>Croton incanus</i> Kunth	Croton	Arbustiva	Nativa	Zoócora (Jurado <i>et al.</i> , 2001a)
<i>Euphorbia prostrata</i> Aiton	Hierba de la golondrina	Herbácea	Nativa	No asistida (Baiges <i>et al.</i> , 1991)
<i>Tragia ramosa</i> Torr.	Ortiguilla	Herbácea	Nativa	No asistida (Everitt <i>et al.</i> , 1999; SER y RBGK, 2023)
Fabaceae				
<i>Desmanthus virgatus</i> (L.) Willd.		Herbácea	Nativa	No asistida (Jurado <i>et al.</i> , 2001a)
<i>Galactia texana</i> (Scheele) A. Gray		Herbácea	Nativa	Fruto explosivo (Jurado <i>et al.</i> , 2001a)
<i>Mimosa monancistra</i> Benth.	Uña de gato	Arbustiva	Nativa	No asistida (Jurado <i>et al.</i> , 2001a)
<i>Neltuma laevigata</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.) Britton & Rose	Mezquite	Arbórea	Nativa	Zoócora (Jurado <i>et al.</i> , 2001a)
<i>Parkinsonia aculeata</i> L.	Retama	Arbórea	Nativa	Hidrócora (SER y RBGK, 2023)
<i>Vachellia farnesiana</i> (L.) Wight & Arn.	Huizache	Arbórea	Nativa	No asistida (Jurado <i>et al.</i> , 2001a)
Lamiaceae				
<i>Teucrium cubense</i> Jacq.		Herbácea	Nativa	No asistida (Jurado <i>et al.</i> , 2001a)
Malvaceae				
<i>Malvastrum coromandelianum</i> (L.) Garcke	Malva	Herbácea	Prob. nativa	No asistida (Jurado <i>et al.</i> , 2001a)
<i>Sida rhombifolia</i> L.		Herbácea		Zoócora (Mori y Brown, 1998)
Namaceae				
<i>Nama jamaicensis</i> L.		Herbácea	Nativa	No asistida (Pijl, 1969)*
Onagraceae				
<i>Oenothera speciosa</i> Nutt.	Hierba del golpe	Herbácea	Nativa	Anemócora (SER y RBGK, 2023)
Oxalidaceae				
<i>Oxalis</i> L. sp.		Herbácea	Nativa	Fruto explosivo (Unison y ASU, 2023)
Plantaginaceae				
<i>Plantago lanceolata</i> L.	Plantago	Herbácea	Exótica	Anemócora (SER y RBGK, 2023)

Portulacaceae

Portulaca L. sp. Verdolaga Herbácea Exótica No asistida (SER y RBGK, 2023)

Rhamnaceae

Condalia hookeri M. C. Johnst. Brasil Arbórea Nativa Zoócora (Jurado *et al.*, 2001a)

Rubiaceae

Diodia teres Walter Herbácea Nativa No asistida (SER y RBGK, 2023)

Randia rhagocarpa Standl. Cruceto Arbórea Nativa Zoócora (Jurado *et al.*, 2001a)

Rutaceae

Zanthoxylum fagara (L.) Sarg. Colima Arbórea Nativa Zoócora (Jurado *et al.*, 2001a)

Sapotaceae

Sideroxylon celastrinum (Kunth) T. D. Penn. Coma Arbórea Nativa Zoócora (Jurado *et al.*, 2001a)

Solanaceae

Capsicum annuum L. var. *glabriusculum* (Dunal) Heiser & Pickersgill Chile piquín Arbustiva Nativa Zoócora (Jurado *et al.*, 2001a)

Physalis viscosa L. Tomatillo Arbustiva Nativa Zoócora (Jurado *et al.*, 2001a)

Urticaceae

Urtica chamaedryoides Pursh Ortiguilla Herbácea Nativa No asistida (Pijl, 1969)*

Verbenaceae

Glandularia bipinnatifida (Nutt.) Nutt. Alfombrilla Herbácea Nativa Anemócora (Pijl, 1969)*

Lantana L. sp. Lantana Arbustiva Nativa Zoócora (SER y RBGK, 2023)

Verbena canescens Kunth Verbena Herbácea Nativa Anemócora (Jurado *et al.*, 2001a)

Violaceae

Hybanthus verticillatus (Ortega) Baill. Arbustiva No asistida (Pijl, 1969)*

* Observación personal basada en la cita; Prob. Nativa = Probablemente nativa.

Análisis estadístico

Con los datos obtenidos se calcularon la riqueza y densidad por metro cuadrado de plántulas (plántulas m²), así como la riqueza y densidad de especies herbáceas y arbóreas. La densidad está dada en metros cuadrados para facilitar su contraste con otros trabajos. Cada parámetro fue comparado entre los dos años de estudio, las estaciones en que se realizó la recolecta (primavera y otoño) y entre las especies de árboles aislados.

Dado que los datos no cumplieron con el supuesto de normalidad ($P < 0.01$), se hizo una comparación de medianas de la riqueza y densidad con la prueba no paramétrica *Kruskall-Wallis* y el método de corrección de *Bonferroni* (para comparación entre especies), también se utilizó la prueba *U* de *Mann-Whitney* (para comparación entre estaciones y años) (Zar, 1999). Los análisis se efectuaron con en el programa *SPSS statistics* versión 25.0 (IBM, 2022).

Resultados

Un total 57 especies pertenecientes a 29 familias se identificaron en el banco de semillas (Cuadro 1): 21 fueron arbóreas o arbustivas y 36 herbáceas (Figura 1). Del total de especies, 21 se clasificaron con dispersión no asistida, 19 como zoócoras, 14 anemócoras, tres con frutos explosivos o autócoras y una hidrócora o dispersada mediante el agua (Jurado *et al.*, 2001a). La mayoría de los taxones (45) se consideraron nativas o probablemente nativas, y cinco como exóticas. Los taxa más abundantes durante los dos años de estudio fueron *Malvastrum coromandelianum* (L.) Garcke (754 plántulas en total) y *Nama jamaicensis* L. (616 plántulas en total), ambas herbáceas. Las especies arbóreas más abundantes fueron *Neltuma laevigata* (54 plántulas en total) y *Yucca filifera* (49 plántulas en total), aunque la mayoría

bajo la planta Madre, y las más abundantes bajo una especie diferente fueron *Opuntia* Mill. sp. (44 plántulas) y *Zanthoxylum fagara* (L.) Sarg. (39 plántulas). Las familias mejor representadas fueron Asteraceae (9) y Euphorbiaceae (7), seguidas de Fabaceae (6).

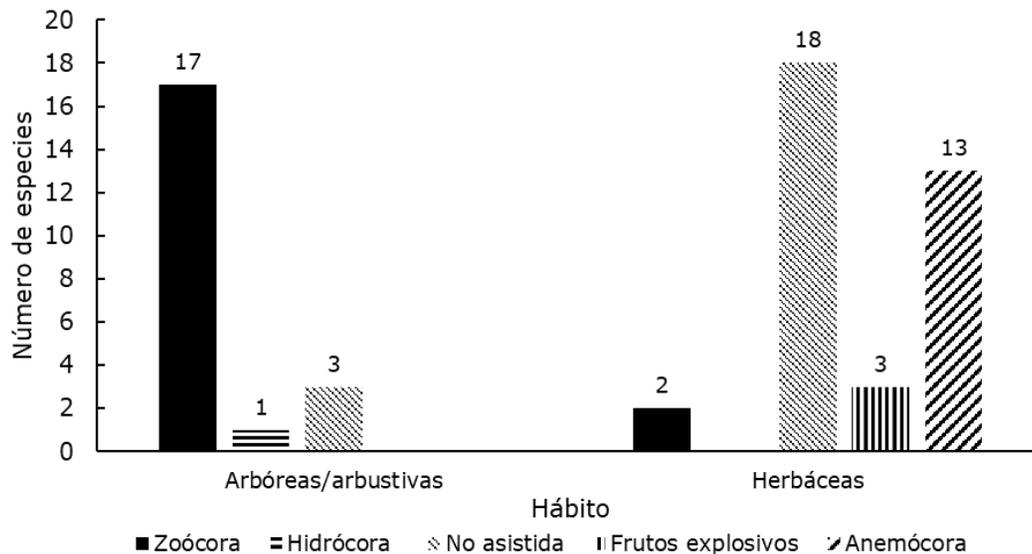


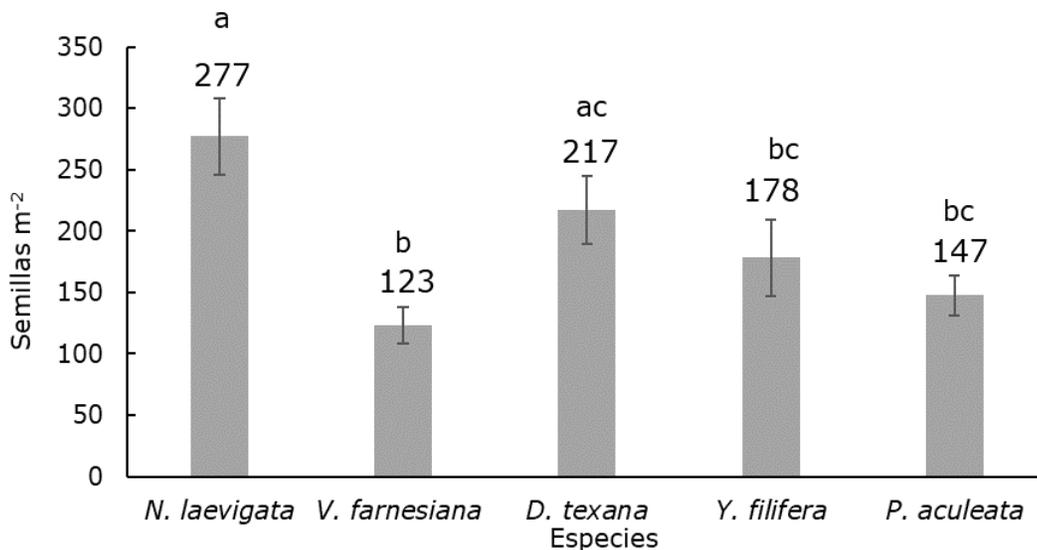
Figura 1. Hábito de las especies y su tipo de dispersión.

Con base en el análisis del banco de semillas del suelo bajo cada especie de árbol aislado, se determinó que la riqueza y densidad de plántulas fueron similares entre los dos años de estudio (Riqueza *N. laevigata*: $U=186$, $Z=-0.38$, $P=0.71$; *V. farnesiana*: $U=194$, $Z=-0.79$, $P=0.88$; *D. texana*: $U=134$, $Z=-1.79$, $P=0.76$; *Y. filifera*: $U=135$, $Z=-1.78$, $P=0.81$; *P. aculeata*: $U=192$, $Z=0.22$, $P=0.84$; Densidad *N. laevigata*: $U=197$, $Z=-0.08$, $P=0.97$; *V. farnesiana*: $U=180$, $Z=-0.58$, $P=0.60$; *D. texana*: $U=147$, $Z=-1.43$, $P=0.15$; *Y. filifera*: $U=184$, $Z=-0.42$, $P=0.67$, *P. aculeata*: $U=147$, $Z=-1.43$, $P=0.15$).

La comparación entre estaciones de recolecta resultó en una mayor riqueza y densidad de plántulas en el banco correspondiente al otoño bajo todas las especies

(Riqueza *N. laevigata*: $U=49$, $Z=-4.12$, $P<0.01$; *V. farnesiana*: $U=86$, $Z=-3.10$, $P=0.002$; *D. texana*: $U=80$, $Z=-3.27$, $P=0.001$; *Y. filifera*: $U=60$, $Z=-3.82$, $P<0.01$; *P. aculeata*: $U=64$, $Z=-3.77$, $P<0.01$; Densidad *N. laevigata*: $U=40$, $Z=-4.13$, $P<0.01$; *V. farnesiana*: $U=80$, $Z=-3.24$, $P=0.001$; *D. texana*: $U=132$, $Z=-1.82$, $P=0.06$; *Y. filifera*: $U=74$, $Z=-3.42$, $P<0.01$; *P. aculeata*: $U=63$, $Z=-3.71$, $P<0.01$).

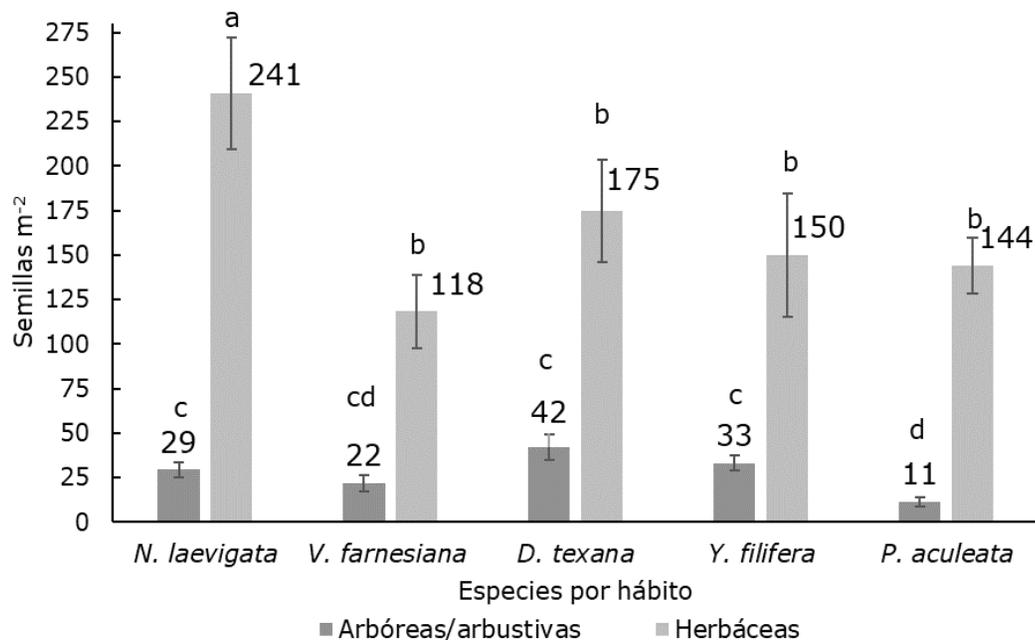
Los taxones de dispersión zoócora (*N. laevigata* y *D. texana*) tuvieron bajo sus copas más riqueza en promedio que el resto de las especies ($H=21.14$; g. l.=4; $P<0.001$). Además, la densidad de plántulas fue más grande bajo *N. laevigata* que para *V. farnesiana* y *P. aculeata*, especies con semillas no asistidas, incluso fue mayor bajo *N. laevigata* con respecto a *Y. filifera* que también es zoócora ($H=23.44$; g. l.=4; $P<0.001$) (Figura 2).



Los datos de densidad están redondeados al número entero más cercano. Las barras de error representan la desviación estándar.

Figura 2. Densidad promedio de plántulas bajo cada especie.

En general, se obtuvo más riqueza y densidad de herbáceas que de arbóreas bajo todas las especies (Riqueza: $U=3\ 765$, $Z=-3.11$, $P=0.002$; Densidad: $U=4\ 075$, $Z=-2.31$, $P=0.02$). Emergieron más plántulas de arbóreas en promedio bajo *D. texana* y *Y. filifera* (dos especies, $H=29.93$, g. l.=4, $P<0.001$) y de herbáceas bajo *N. laevigata* (cinco especies, $H=13.96$, g. l.=4, $P=0.007$). La densidad más alta de plántulas de especies arbóreas se contabilizó bajo *N. laevigata*, *D. texana* y *Y. filifera*, mientras que la densidad de herbáceas fue mayor bajo *N. laevigata* ($H=22.47$, g. l.=4, $P<0.001$; $H=16.97$, g. l.=4, $P=0.002$, respectivamente) (Figura 3).



Los datos de densidad están redondeados al número entero más cercano. Las barras de error representan la desviación estándar.

Figura 3. Densidad promedio de plántulas de arbóreas y herbáceas bajo cada especie.

Discusión

En este estudio se obtuvieron resultados de una mayor riqueza de especies en el banco de semillas que en cualquier otro realizado en el Matorral Espinoso Tamaulipeco, se identificaron 27 especies más que lo registrado por Martínez-Adriano *et al.* (2021), quienes citan 30 especies en los bancos de semillas presentes en fragmentos remanentes del Matorral Espinoso Tamaulipeco. Asimismo, la riqueza fue superior a la estimada en un área de matorral denso (33 especies) (Pando-Moreno *et al.*, 2010). Por otro lado, las densidades promedio de plántulas m² bajo *N. laevigata* y *V. farnesiana* se ubican entre las registradas en el área densa (1 900 semillas m²) y en un área erosionada (62 semillas m²), ambas con Matorral Espinoso Tamaulipeco (Pando-Moreno *et al.*, 2010).

No hubo variabilidad anual en la densidad y riqueza del banco de semillas, pero si una variación estacional, ya que hubo más especies y densidad en el banco de semillas recolectado en otoño. En otras regiones semiáridas se registran variaciones en diferentes años en la riqueza de especies, abundancia y densidad de semillas en el suelo debido a variaciones por las condiciones climáticas extremas (Quevedo-Robledo *et al.*, 2010; Dreber y Esler, 2011; da Silva *et al.*, 2013). La producción de frutos puede cambiar en función de factores ambientales y recursos que son variables en el tiempo, en consecuencia, se observan cambios temporales en los bancos de semillas (Quevedo-Robledo *et al.*, 2010), aunque algunas plantas son muy constantes y mantienen sus patrones fenológicos o responden a la variabilidad de recursos con un desplazamiento de algunos días en sus fases fenológicas (Gordo y Sanz, 2009).

Es posible que una ligera variación en la producción de los frutos no sea suficiente para que se refleje en la composición del banco de semillas en estudios a corto plazo.

Por otro lado, en las plantas zoócoras, la abundancia de los consumidores de frutos puede disminuir o aumentar la densidad de semillas depositadas (García y Martínez, 2012); sin embargo, la información sobre estas interacciones en la región es escasa o nula. Además, las especies en una comunidad suelen tener diferentes estrategias de germinación, y con el método utilizado en esta investigación, dichas estrategias influyen directamente en los resultados, por lo que la variación estacional registrada podría estar sujeta al cumplimiento o no de las condiciones necesarias de germinación.

Para las plantas del matorral, Jurado *et al.* (2001b) indicaron que algunas de las especies estudiadas germinaron más en otoño, lo que concuerda con los resultados que aquí se documentan. Es probable que la investigación del banco de semillas realizada con otros métodos como el de tamizado, ayuden a confirmar si hay diferencias en el número de semillas o las variaciones estacionales detectadas se deban a las adaptaciones de germinación de la comunidad. El análisis del banco de semillas debe contemplar esa variación estacional, ya que el muestreo en una sola temporada estaría aportando información incompleta para la adecuada evaluación de las áreas perturbadas o la determinación de la riqueza vegetal potencial.

Los resultados muestran que las plantas zoócoras tuvieron más especies y densidad de semillas bajo sus copas, lo que concuerda con la hipótesis planteada. Resultados similares se han descrito para otras zonas áridas, semiáridas y bosques secos (Warnock *et al.*, 2007; Hadinezhad *et al.*, 2021), además de ecosistemas tropicales (Camargo *et al.*, 2020), mediterráneos (González-Varo *et al.*, 2017) y templados (Rodríguez-Pérez *et al.*, 2014).

La mayoría de las semillas de las especies arbóreas identificadas tienen características de dispersión zoócora y están bajo una especie arbórea zoócora (*D. texana*), por lo que es probable que la fauna dispersora, entre otros factores, esté moldeando la comunidad arbórea como sucede en otros ecosistemas (Warnock *et al.*, 2007; Hadinezhad *et al.*, 2021). Adicionalmente, en el matorral la remoción de semillas es más lenta bajo los árboles aislados que en el matorral denso (Jurado *et*

al., 2006), lo que también puede influir en la cantidad de especies identificadas. Jurado *et al.* (2006) describieron que la remoción fue más lenta, especialmente, en árboles aislados de *N. laevigata*, la cual es una de las especies con mayor riqueza y densidad de semillas en el Matorral Espinoso Tamaulipeco estudiado. Es posible que el mismo proceso de remoción determine la composición de semillas en individuos aislados de chapote, que fue similar a la del mezquite. Lo anterior parece indicar que, en esta región semiárida, la elección de las especies de árboles para dejar en pie o reforestar influye en la capacidad de las semillas de llegar a sitios perturbados y permanecer en el banco de semillas.

En el banco de semillas bajo *N. laevigata* obtuvo la mayor cantidad de especies herbáceas, con una densidad alta y dispersión anemócora o no asistida. Asimismo, las herbáceas superaron a las arbóreas bajo todas las especies. Lo anterior se relaciona con el hecho de que las herbáceas suelen producir muchas semillas pequeñas, mientras que las arbóreas producen menos semillas, pero más grandes (Moles *et al.*, 2004; Moles *et al.*, 2005), además son más seleccionadas por los depredadores (Dylewski *et al.*, 2020), lo que pudo influir en la menor densidad registrada. Otro factor es que, en general, las herbáceas tienen mayor porcentaje de especies con latencia en comparación con las leñosas en los ecosistemas con condiciones extremas, como aquellos con heladas o sequías, por ejemplo el Matorral Espinoso Tamaulipeco. La proporción entre las especies con latencia o sin ella no difiere de manera significativa (Jurado y Flores, 2005).

La información generada es importante porque representa la riqueza potencial que se obtendría en una trayectoria de regeneración natural. Con la evaluación de los bancos de semillas y de la vegetación en pie, es posible interpretar si las zonas que parecen degradadas recuperarán la estructura y diversidad de vegetación anterior al disturbio o tendrán un estado alternativo (Ma *et al.*, 2021). En el presente estudio se determinó una alta densidad y riqueza de especies nativas, además de que se

infiere que ocurre un ingreso de semillas de áreas cercanas, lo que sugiere que el área estudiada está en un estado apto para recuperar su vegetación a través de la regeneración natural una vez que dejen de presentarse los disturbios.

Conclusiones

Los árboles aislados de las especies nativas *Diospyros texana*, *Neltuma laevigata*, *Yucca filifera*, *Parkinsonia aculeata* y *Vachellia farnesiana* del Matorral Espinoso Tamaulipeco, son reservorios de una alta riqueza y diversidad de semillas. Los bancos de semillas conformados bajo especies con dispersión zoócora mantienen mayor riqueza y densidad de semillas que los integrados bajo taxones con otros síndromes de dispersión. El número de especies y la densidad de semillas germinables tienen una variación estacional, ya que los parámetros evaluados son mayores en otoño que en primavera.

Agradecimientos

PAYCYT-UANL y Conahcyt (626203). Ángel López, Izamar Aguirre y David González por su apoyo en el trabajo en campo.

Conflicto de intereses

Los autores declaran no tener conflicto de interés.

Contribución por autor

Renata Valdes-Alameda: conceptualización, metodología, redacción del manuscrito original y análisis formal; Enrique Jurado: conceptualización, metodología y redacción y revisión del manuscrito; Joel Flores: metodología y revisión del manuscrito; Eduardo Estrada: identificación de especies, supervisión de análisis y revisión del manuscrito.

Referencias

- Baiges, J. C., X. Espadaler and C. Blanché. 1991. Seed dispersal in W Mediterranean *Euphorbia* species. *Botanika Chronika* 10:697-705. https://www.researchgate.net/publication/257933870_Seed_dispersal_in_West_Mediterranean_Euphorbia_L. (31 de julio de 2023).
- Baskin, J. M. and C. C. Baskin. 2004. A classification system for seed dormancy. *Seed Science Research* 14(1):1-16. Doi: 10.1079/SSR2003150.
- Bossuyt, B. and O. Honnay. 2008. Can the seed bank be used for ecological restoration? An overview of seed bank characteristics in European communities. *Journal of Vegetation Science* 19(6):875-884. Doi: 10.3170/2008-8-18462.
- Camargo, P. H. S. A., M. A. Pizo, P. H. S. Brancalion and T. A. Carlo. 2020. Fruit traits of pioneer trees structure seed dispersal across distances on tropical deforested landscapes: Implications for restoration. *Journal of Applied Ecology* 57(12):2329-2339. Doi: 10.1111/1365-2664.13697.
- Correll, D. S. and M. C. Johnston. 1970. *Manual of the vascular plants of Texas*. Texas Research Foundation. Renner, TX, United States of America. 1881 p.

- Cuéllar-Rodríguez, G. and E. Jurado. 2016. Seeds and seedlings from isolated mesquite trees. *The Journal of the Torrey Botanical Society* 144(1):58-62. Doi: 10.3159/TORREY-D-15-00070.1.
- da Silva, K. A., D. M. dos Santos, J. M. F. F. dos Santos, U. P. de Albuquerque, E. M. N. Ferraz and E. L. Araújo. 2013. Spatio-temporal variation in a seed bank of a semi-arid region in northeastern Brazil. *Acta Oecologica* 46:25-32. Doi: 10.1016/j.actao.2012.10.008.
- De Souza M., M., F. C. Maia y M. A. Pérez. 2006. Bancos de semillas en el suelo. *Agriscientia* 23(1):33-44. <http://www.scielo.org.ar/pdf/agrisc/v23n1/v23n1a05.pdf>. (31 de julio de 2023).
- DeMars, C. A., D. K. Rosenberg and J. B. Fontaine. 2010. Multi-scale factors affecting bird use of isolated remnant oak trees in agro-ecosystems. *Biological Conservation* 143(6):1485-1492. Doi: 10.1016/j.biocon.2010.03.029.
- Díaz S., L. y C. Ríos A. 2017. Diásporas de las arvenses más agresivas en los agroecosistemas de Cuba. *Centro Agrícola* 44(2):75-82. http://scielo.sld.cu/scielo.php?pid=S0253-57852017000200010&script=sci_arttext. (31 de julio de 2023).
- Dreber, N. and K. J. Esler. 2011. Spatio-temporal variation in soil seed banks under contrasting grazing regimes following low and high seasonal rainfall in arid Namibia. *Journal of Arid Environments* 75(2):174-184. Doi: 10.1016/j.jaridenv.2010.09.007.
- Dylewski, Ł., Y. K. Ortega, M. Bogdziewicz and D. E. Pearson. 2020. Seed size predicts global effects of small mammal seed predation on plant recruitment. *Ecology Letters* 23(6):1024-1033. Doi: 10.1111/ele.13499.
- Everitt, J. H., D. L. Drawe and R. I. Lonard. 1999. Field guide to the broad-leaved herbaceous plants of South Texas: used by livestock and wildlife. Texas Tech University Press. Lubbock, TX, United States of America. 277 pp. <https://www.ttupress.org/9780896724006/field-guide-to-the-broad-leaved-herbaceous-plants-of-south-texas/>. (31 de julio de 2023).

- Fenner, M. and K. Thompson. 2005. *The ecology of seeds*. Cambridge University Press. Cambridge, CB, United Kingdom. 260 p.
- Filazzola, A., A. R. Liczner, M. Westphal and C. J. Lortie. 2019. Shrubs indirectly increase desert seedbanks through facilitation of the plant community. *PLoS One* 14(4):e0215988. Doi: 10.1371/journal.pone.0215988.
- Foroughbakhch, R., M. A. Alvarado-Vázquez, A. Carrillo P., J. L. Hernández-Piñero and M. A. Guzmán L. 2013. Floristic diversity of a shrubland in northeastern Mexico. *Phyton International Journal of Experimental Botany* 82:175-84. <http://www.scielo.org.ar/pdf/phyton/v82n2/v82n2a04.pdf>. (4 de mayo de 2023).
- García A., L. C. 1997. Estudio fenológico y de crecimiento de once especies leñosas del matorral espinoso tamaulipeco en Linares, Nuevo León, México. Tesis de Maestría en Ciencias Forestales. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León. Linares, NL, México. 119 p.
- García, D. and D. Martínez. 2012. Species richness matters for the quality of ecosystem services: a test using seed dispersal by frugivorous birds. *Proceedings of the Royal Society B* 279(1740):3106-3113. Doi: 10.1098/rspb.2012.0175.
- García, E. 2004. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana. Instituto de Geografía de la Universidad Nacional Autónoma de México. Coyoacán, México D. F., México. 98 p.
- Gentry, A. H. 1982. Patterns of neotropical plant species diversity. In: Hecht, M. K., B. Wallace and G. T. Prance (Edits.). *Evolutionary Biology*. Springer. New York, NY, United States of America. pp. 1-84.
- González-Varo, J. P., C. S. Carvalho, J. M. Arroyo and P. Jordano. 2017. Unravelling seed dispersal through fragmented landscapes: frugivore species operate unevenly as mobile links. *Molecular Ecology* 26(16):4309-4321. Doi: 10.1111/mec.14181.
- Gordo, O. and J. J. Sanz. 2009. Long-term temporal changes of plant phenology in the Western Mediterranean. *Global Change Biology* 15(8):1930-1948. Doi: 10.1111/j.1365-2486.2009.01851.x.

- Guevara, S., J. Laborde y G. Sánchez-Ríos. 2005. Los árboles que la selva dejó atrás. *Interciencia* 30(10):595-601. <https://www.redalyc.org/pdf/339/33910903.pdf>. (31 de julio de 2023).
- Hadinezhad, M., R. Erfanzadeh and H. Ghelichnia. 2021. Soil seed bank characteristics in relation to different shrub species in semiarid regions. *Land Degradation & Development* 32(5):2025-2036. Doi: 10.1002/ldr.3856.
- International Business Machines (IBM). 2022. IBM SPSS Statistics 25 Documentation. International Business Machines Corp. New York, NY, United States of America. <https://www.ibm.com/support/pages/ibm-spss-statistics-25-documentation#es>. (1 de agosto 2023).
- Jurado, E. and J. Flores. 2005. Is seed dormancy under environmental control or bound to plant traits? *Journal of Vegetation Science* 16(5):559-564. Doi: 10.1111/j.1654-1103.2005.tb02396.x.
- Jurado, E., E. Estrada and A. Moleò. 2001a. Characterizing plant attributes with particular emphasis on seeds in Tamaulipan thornscrub in semi-arid Mexico. *Journal of Arid Environments* 48(3):309-321. Doi: 10.1006/jare.2000.0762.
- Jurado, E., J. Navar, H. Villalón and M. Pando. 2001b. Germination associated with season and sunlight for Tamaulipan thornscrub plants in north-eastern Mexico. *Journal of arid Environments* 49(4):833-841. Doi: 10.1006/jare.2001.0817.
- Jurado, E., J. Flores, A. G. Endress, M. Flores, E. Estrada and M. Pando. 2006. Seed removal rates under isolated trees and continuous vegetation in semiarid thornscrub. *Restoration Ecology* 14(2):204-209. Doi: 10.1111/j.1526-100X.2006.00122.x.
- Levin, S. A. and H. C. Muller-Landau. 2000. The evolution of dispersal and seed size in plant communities. *Evolutionary Ecology Research* 2:409-435. https://repository.si.edu/bitstream/handle/10088/18533/stri_Levin_and_ML2000EE R.pdf?sequence=1&isAllowed=y. (4 de mayo de 2023).

Ma, M., S. L. Collins, Z. Ratajczak and G. Du. 2021. Soil seed banks, alternative stable state theory, and ecosystem resilience. *BioScience* 71(7):697-707. Doi: 10.1093/biosci/biab011.

Mao, R., T. L. T. Nguyen, O. O. Osunkoya and S. W. Adkins. 2019. Spread pathways of the invasive weed *Parthenium hysterophorus* L.: The potential for water dispersal. *Austral Ecology A Journal of ecology in the Southern Hemisphere* 44(7):1111-1122. Doi: 10.1111/aec.12774.

Martínez-Adriano, C. A., E. Jurado, J. Flores, E. Estrada-Castillón and H. Gonzalez-Rodríguez. 2021. Effect of induced warming on seedling emergence of Tamaulipan thornscrub at northeastern Mexico. *Flora* 285:151965. Doi: 10.1016/j.flora.2021.151965.

Moles, A. T., D. D. Ackerly, C. O. Webb, J. C. Tweddle, J. B. Dickie and M. Westoby. 2005. A brief history of seed size. *Science* 307(5709):576-580. Doi: 10.1126/science.1104863.

Moles, A. T., D. S. Falster, M. R. Leishman and M. Westoby. 2004. Small-seeded species produce more seeds per square metre of canopy per year, but not per individual per lifetime. *Journal of Ecology* 92(3):384-396. Doi: 10.1111/j.0022-0477.2004.00880.x.

Molina-Guerra, V. M., M. Pando-Moreno, E. Alanís-Rodríguez, P. A. Canizales-Velázquez, H. González R. y J. Jiménez-Pérez. 2013. Composición y diversidad vegetal de dos sistemas de pastoreo en el matorral espinoso tamaulipeco del Noreste de México. *Revista Mexicana de Ciencias Pecuarias* 4(3):361-371. <https://www.scielo.org.mx/pdf/rmcp/v4n3/v4n3a7.pdf>. (2 de marzo de 2023).

Mora D., C. A., J. Jiménez P., E. Alanís R., E. A. Rubio C., J. I. Yerena Y. y M. A. González T. 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. Doi: 10.29298/rmcf.v4i17.426.

- Mori, S. A. and J. L. Brown. 1998. Epizoochorous dispersal by barbs, hooks, and spines in a lowland moist forest in central French Guiana. *Brittonia* 50:165-173. <https://link.springer.com/article/10.2307/2807846>. (31 de julio de 2023).
- Ogle, C. 2023. *Cyclosporum leptophyllum*. New Zealand Plant Conservation Network. <https://www.nzpcn.org.nz/flora/species/cyclosporum-leptophyllum/>. (23 de febrero de 2023).
- Pando-Moreno, M., E. Jurado, D. Castillo, J. Flores and E. Estrada. 2010. Physical crust does not affect soil seed bank. *Arid Land Research and Management* 24(3):263-266. Doi: 10.1080/15324981003744966.
- Pérez-Domínguez, R., E. Jurado, M. A. González-Tagle, J. Flores, O. A. Aguirre-Calderón y M. Pando-Moreno. 2013. Germinación de especies del matorral espinoso tamaulipeco en un gradiente de altitud. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 4(17):156-163. Doi: 10.29298/rmcf.v4i17.428.
- Pijl, L. 1969. Principles of dispersal in higher plants. Springer-Verlag. Heidelberg, BW, Germany. 214 p. <https://link.springer.com/book/10.1007/978-3-662-00799-0>. (31 de julio de 2023).
- Piudo, M. J. y R. Y. Caveró. 2005. Banco de semillas: comparación de metodologías de extracción, de densidad y de profundidad de muestreo. Publicaciones de Biología, Universidad de Navarra, Serie Botánica 16:71-85. <https://dadun.unav.edu/bitstream/10171/8024/1/n16a5.pdf>. (29 de abril de 2023).
- Quevedo-Robledo, L., E. Pucheta and Y. Ribas-Fernández. 2010. Influences of interyear rainfall variability and microhabitat on the germinable seed bank of annual plants in a sandy Monte Desert. *Journal of Arid Environments* 74(2):167-172. Doi: 10.1016/j.jaridenv.2009.08.002.
- Rodríguez-Pérez, J., D. García and D. Martínez. 2014. Spatial networks of fleshy-fruited trees drive the flow of avian seed dispersal through a landscape. *Functional Ecology* 28(4):990-998. Doi: 10.1111/1365-2435.12276.

Saatkamp, A., P. Poschlod and D. L. Venable. 2013. The functional role of soil seed banks in natural communities. In: Gallagher, R. S. (Edit.). Seeds: The ecology of regeneration in plant communities. CABI. Wallingford, OX, United Kingdom. pp. 263-295.

Sarmiento-Muñoz, T. I., E. Alanís-Rodríguez, J. M. Mata-Balderas y A. Mora-Olivo. 2019. Estructura y diversidad de la vegetación leñosa en un área de matorral espinoso tamaulipeco con actividad pecuaria en Nuevo León, México. CienciaUAT 14(1):31-44. Doi: 10.29059/cienciauat.v14i1.1001.

Shiferaw, W., S. Demissew and T. Bekele. 2018. Ecology of soil seed banks: Implications for conservation and restoration of natural vegetation: A review. International Journal of Biodiversity and Conservation 10(10):380-393. Doi: 10.5897/IJBC2018.1226.

Society for Ecological Restoration (SER) and Royal Botanic Gardens Kew (RBGK). 2023. Seed Information Database. <https://ser-sid.org/>. (23 de febrero de 2023).

Universidad de Sonora (Unison) y Universidad Estatal de Arizona (ASU). 2023. Red de Herbarios del Noroeste de México. <https://herbanwmex.net/portal/index.php>. (25 de febrero de 2023).

Valdes-Alameda, R., E. Jurado, J. Flores, M. Pando-Moreno, E. Estrada y D. E. Gurvich. 2021. Densidad de semillas y plántulas de *Zanthoxylum fagara* en México y *Zanthoxylum coco* en Argentina: influencia de plantas bajo las cuales ocurren y borde de la vegetación. Botanical Sciences 99(1):67-79. Doi: 10.17129/botsci.2636.

Valerio, C. E. e I. Moreira. 1986. Fenología de compuestas herbáceas (Compositae) en el Parque del Este, Costa Rica. Revista de Biología Tropical 34(1):161-163. <https://revistas.ucr.ac.cr/index.php/rbt/article/view/24404/24532>. (31 de julio de 2023).

Vargas-Mendoza, C. F., I. Ortegón-Campos, D. Marrufo-Zapata, C. M. Herrera and V. Parra-Tabla. 2015. Genetic diversity, outcrossing rate, and demographic history along a climatic gradient in the ruderal plant *Ruellia nudiflora* (Acanthaceae).

Revista Mexicana de Biodiversidad 86(2):508-520. Doi: 10.1016/j.rmb.2015.04.034.

Waitman, B. A., S. B. Vander Wall and T. C. Esque. 2012. Seed dispersal and seed fate in Joshua tree (*Yucca brevifolia*). Journal of Arid Environments 81:1-8. Doi: 10.1016/j.jaridenv.2011.12.012.

Warnock, A. D., M. E. Westbrooke, S. K. Florentine and C. P. Hurst. 2007. Does *Geijera parviflora* Lindl. (Rutaceae) facilitate understorey species in semi-arid Australia? The Rangeland Journal 29(2):207-216. Doi: 10.1071/RJ07032.

Williams, J. T. 1963. Biological flora of the British Isles: *Chenopodium album* L. Journal of Ecology 51(3):711-725. <https://www.jstor.org/stable/2257758?origin=crossref>. (31 de julio de 2023).

Willson, M. F., B. L. Rice and M. Westoby. 1990. Seed dispersal spectra: a comparison of temperate plant communities. Journal of Vegetation Science 1(4):547-562. Doi: 10.2307/3235789.

Zar, J. H. 1999. Biostatistical analysis. Prentice Hall. Upper Saddle River, NJ, United States of America. 663 p.



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.