

Caracterización del banco de semilla de un zacatal en el sureste de Coahuila

Sait Juanes-Márquez¹
Juan Antonio Encina-Domínguez¹
Perpetuo Álvarez-Vázquez¹
Eduardo Alberto Lara-Reimers^{2§}
Neymar Camposeco-Montejo³
Josué Israel García-López³

¹Departamento de Recursos Naturales-Unidad Saltillo-Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro. Calzada Antonio Narro núm. 1923, Buenavista, Saltillo, Coahuila, México. CP. 25315. (saitjuanes@gmail.com; jaencinad@gmail.com; perpetuo.alvarezv@uaaan.edu.mx). ²Departamento Forestal-Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro. Calzada Antonio Narro núm. 1923, Buenavista, Saltillo, Coahuila, México. CP. 25315. ³Departamento de Fitomejoramiento, Centro de Capacitación y Desarrollo en Tecnología de Semillas-Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro. Calzada Antonio Narro núm. 1923, Buenavista, Saltillo, Coahuila, México. CP. 25315. (neym_33K@hotmail.com; g.lopezj90@gmail.com).

§Autor para correspondencia: agroforestal33@gmail.com.

Resumen

El banco de semillas incluye propágulos viables presentes en el suelo por períodos variables de tiempo, su estudio permite obtener información sobre la riqueza, abundancia y predicción de la presencia de especies nativas, cuando el área es impactada. Con el objetivo de caracterizar el banco de semilla de un zacatal de *Amelichloa clandestina* en un área de 60 ha en el sureste de Coahuila, se colectaron 36 muestras de suelo en los 10 cm superficiales, en un cuadrante de 12 × 12 cm. Las muestras se colocaron en charolas de aluminio y se cubrieron para evitar la contaminación por el viento. Se aplicaron riegos periódicos, las especies se contabilizaron a intervalos de dos días y el registro de germinación se realizó durante tres meses. La riqueza de especies está integrada por 23 especies que pertenecen a 12 familias. *A. clandestina* inició la mayor germinación a partir de los 48 días y fue la especie que presentó mayor germinación de semilla con 1 030 (ind m⁻²). En el zacatal existe una elevada reserva de semilla de *A. clandestina* además de que es la especie dominante y por ello la riqueza de especies del zacatal es baja.

Palabras clave: banco de semillas, diversidad, especies oportunistas.

Recibido: octubre de 2022

Aceptado: enero de 2023

Introducción

De acuerdo con Marañón (2005) los bancos de semillas representan el primer eslabón en el ciclo de regeneración de una comunidad vegetal, considerando que la primera condición a cumplir para que una semilla forme parte del banco de semillas es que no germine de inmediato, estos procesos de latencia son parte de la evolución para perpetuar la existencia en bosques, matorrales y pastizales. Thompson y Grime (1979); Archibold (1989) lo describen como aquellas semillas y frutos (aquenios y cariopsis) ya que son una reserva de propágulos viables presentes sobre o dentro del suelo.

La importancia de su estructura y dinámica ha sido reconocida en la ecología de las comunidades de plantas por Fenner y Thompson (2005); sin embargo, aún falta conocimiento sobre los procesos que lo regulan. Varios estudios han descrito la estructura y la composición del banco de semillas de las comunidades, como los trabajos de Caballero *et al.* (2003, 2008a) en Chinchon, Madrid, España. Pero la comprensión de los procesos involucrados como dispersión, depredación y persistencia en el suelo que inciden en su formación y dinámica, así como su conexión con la vegetación, aun es limitada.

La evidencia experimental y de campo propone que los bancos de semillas de comunidades como bosque, pastizal y humedal tienen una composición similar en las especies anuales (Hopfensperger, 2007). La disponibilidad de agua es el factor más importante que afecta la dinámica de las poblaciones de plantas en comunidades anuales, ya que es un recurso limitante en ambientes áridos (Miranda *et al.*, 2011). El agua actúa como filtro que determina la riqueza y diversidad de las plantas en ambientes semiáridos que afectan la germinación de las semillas, además del crecimiento de las plantas (Valladares *et al.*, 2004).

Todos estos cambios ocurren en la vegetación y afectan las características del banco de semillas (Caballero *et al.*, 2008b). En las zonas semiáridas degradadas por pastoreo intensivo, se ha estudiado los efectos positivos que tienen los arbustos y matorrales al aumentar de forma significativa el número de semillas atrapadas en el suelo, mejorar el microclima, propiciar mejores condiciones en la producción, diversidad, abundancia y germinación de las semillas de diferentes plantas, especialmente herbáceas (Barnes *et al.*, 2009; Erfanzadeh *et al.*, 2014).

La riqueza y abundancia de las semillas del banco permite predecir que especies de plantas nativas colonizarán un área, si se impacta la vegetación o se modifican las condiciones hidrológicas presentes (Cronk y Fennessy 2016). Además, indica sobre la posibilidad de futuras invasiones de especies exóticas que amenazan los hábitats, afectando su estructura, función y dinámica local (Alharthi *et al.*, 2021). El análisis de los bancos de semillas revela el potencial almacenado en los sedimentos y por ello, es una herramienta útil en los programas de restauración de la vegetación (Espeland *et al.*, 2010).

La complejidad estructural de estos y la necesidad de estimar cuantitativamente la reserva almacenada en el suelo, ha promovido la creación y combinación de varios métodos de análisis, los cuales se concentran en dos grupos: 1) métodos de separación; y 2) métodos de germinación (Piudo y Caveró 2005). De acuerdo con McFarland y Shafer (2011) los métodos de separación de semillas del suelo consisten en separarlas por flotación usando una solución salina o lavando de las

muestras de suelo y pasándolas por una serie de tamices de diferente tamaño de malla, para reducir el volumen de la muestra y eliminar la mayor cantidad de materia orgánica, para después separar y observar todas las semillas en el microscopio.

Los métodos de germinación se basan en la emergencia de plántulas desde las muestras de suelo, las cuales se colocan en condiciones controladas para favorecer la germinación de la mayor cantidad de semillas viables (Bernhardt *et al.*, 2008). Con este método se detectan las semillas pequeñas y son los más utilizados para analizar bancos de sedimentos (de Winton *et al.*, 2000). Por lo anterior, el objetivo de este trabajo fue el caracterizar un banco de semillas de un zacatal dominado por zacate picoso (*Amelichloa clandestina*) en el sureste de Coahuila, México. Con la información obtenida en este estudio se pretende generar información para su control.

Materiales y métodos

El suelo estudiado se colectó en el rancho ‘Los Ángeles’, propiedad de la Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro (UAAAN), con una superficie de 7 000 ha. Se ubica a 34 km al sureste de la ciudad de Saltillo, entre los 25° 04’ 12” y 25° 08’ 51” latitud norte y 100° 58’ 07” y 101° 03’ 12” longitud oeste (Figura 1) con una altitud de 2 150 m. El uso del suelo es el pastoreo de ganado bovino además de ganado equino. El clima dominante según el sistema de clasificación de Köeppen, modificado por García (2004) es semiárido, con invierno fresco [BWhw(x’) (e)], con temperatura media anual que fluctúa entre 18 y 20 °C, con lluvias promedio anual de 350 mm, distribuidas primordialmente en verano e invierno (López-Santos *et al.*, 2008).

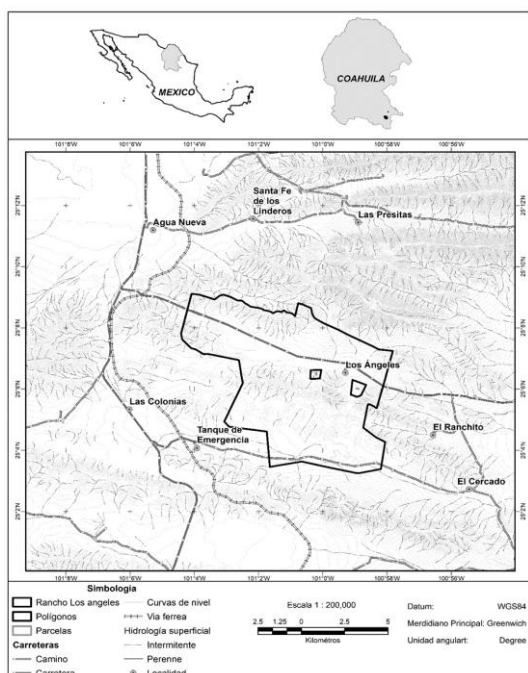


Figura 1. Localización geográfica del área de estudio en el rancho Los Ángeles, Saltillo, México.

El estudio se realizó en dos áreas agrícolas abandonadas en 2012, de 40 y 60 ha. Posterior a la supresión de la agricultura, se estableció el zacate picoso (*A. clandestina*), con el avance de la sucesión se estableció un zacatal denso. Los suelos son de origen aluvial, se encuentran en tierras

bajas, que forman parte del valle, los suelos son profundos con perfiles y horizontes bien definidos, característicos de vegetación de tipo pastizal, los suelos son de tono café y pardo rojizo claro son suelos de tipo Feozem calcárico, además el área de estudio está rodeada por zacatal semidesértico.

En las dos áreas seleccionadas se establecieron 18 parcelas de 10 × 10 m, con 5 m de separación, donde se ubicaron los tres tratamientos con sus seis repeticiones. Se colectaron dos muestras por cada parcela (36 muestras totales), en los 10 cm superficiales del sedimento (Liu *et al.*, 2005). Se utilizó un cuadrante de metal de 12 × 12 cm de diámetro de largo. Las muestras se almacenaron de forma temporal en bolsas plásticas y se conservaron en un cuarto oscuro, para su posterior establecimiento en el invernadero en mayo de 2019. Las muestras colectadas se establecieron en invernadero, de acuerdo con la metodología de Bernhardt *et al.* (2008).

Se utilizaron charolas de aluminio de 22 x 30 cm perforadas en el fondo de esta para su adecuado drenaje y se cubrieron con plástico para evitar la contaminación de otras especies diferentes al banco de semilla. El riego realizaba todos los días a capacidad de campo y las especies se contabilizaron a intervalos de dos días para determinar la densidad de cada especie y se registraron los días a la germinación en un periodo del 18 de mayo al 18 de agosto de 2019.

Los datos se analizaron bajo un diseño experimental completamente al azar, con 36 repeticiones. Para determinar si existe diferencia en la densidad y días de germinación de las semillas por especies, se realizó un análisis de varianza con el procedimiento PROC GLM del SAS para Windows versión 9.0 (SAS Institute Inc. Cary, North Caroline, USA) Se realizó una comparación de medias con la prueba de Tukey. Posterior a identificar las especies, fueron calculados los índices de diversidad más utilizados en ecología: Margalef, Shannon-Weaver (H), Simpson (D) y Pielou (J). La diversidad como valor único combina los parámetros de riqueza específica y equitatividad, factores fundamentales que definen la diversidad de una comunidad.

Resultados y discusión

En total germinaron 708 plántulas, que pertenecen a 12 familias, las dominantes fueron: Asteraceae, Poaceae, Lamiaceae y Euphorbiaceae. En la riqueza del banco de semillas se registraron 23 especies, 16 especies son anuales y siete son perennes. La densidad de las especies encontradas en el zacatal, presentan diferencia significativa ($p < 0.05$). Los resultados mostraron que la mayor densidad se presentó en *Amelichloa clandestina* seguida de *Euphorbia serrula* Engelm. y las especies como *Dyssodia papposa* (Vent.) Hitchc., *Erodium cicutarium* (L.) L'Hér., *Eruca vesicaria* (L.) Cav., *Pseudognaphalium roseum* (Kunth) Anderb y *Sonchus oleraceus* L., presentaron densidades bajas (Cuadro 1).

Cuadro 1. Promedio de densidad de plantas (ind m⁻²) por especie en el banco de semillas del zacatal.

<i>Amelichloa clandestina</i>	1 030 A	<i>Amaranthus blitoides</i>	6 B
<i>Euphorbia serrula</i>	60 B	<i>Marrubium vulgare</i>	6 B
<i>Solidago velutina</i>	48 B	<i>Rumex crispus</i>	4 B
<i>Anoda cristata</i>	21 B	<i>Laennecia coulteri</i>	4 B
<i>Eragrostis mexicana</i>	18 B	<i>Parthenium hysterophorus</i>	4 B

<i>Eragrostis barrelieri</i>	18 B	<i>Euphorbia exstipulata</i>	4 B
<i>Salvia reflexa</i>	17 B	<i>Pseudognaphalium roseum</i>	2 B
<i>Glandularia bipinnatifida</i>	13 B	<i>Erodium cicutarium</i>	2 B
<i>Sanvitalia angustifolia</i>	12 B	<i>Dyssodia papposa</i>	2 B
<i>Disakisperma dubium</i>	12 B	<i>Eruca vesicaria</i>	2 B
<i>Argemone echinata</i>	10 B	<i>Sonchus oleraceus</i>	2 B
<i>Asphodelus fistulosus</i>	8 B		
$p > F$	<0.05		<0.05

Letras mayúsculas iguales entre columnas no difieren ($p > 0.001$).

En los días de germinación de las especies del banco de semillas del zacatal se observaron diferencias ($p < 0.05$). *D. papposa* fue la especie que germinó en un menor tiempo con 7 días en promedio, seguida de *Parthenium hysterophorus* L. y *Disakisperma dubium* (Kunth) P.M. Peterson & N. Snow, con 9 y 11 días de germinación promedio, respectivamente. La germinación de *A. clandestina* fue de 48 días y las especies que presentaron germinación más tardía con 74 y 76 días fueron *E. vesicaria* y *E. cicutarium* (Figura 2).

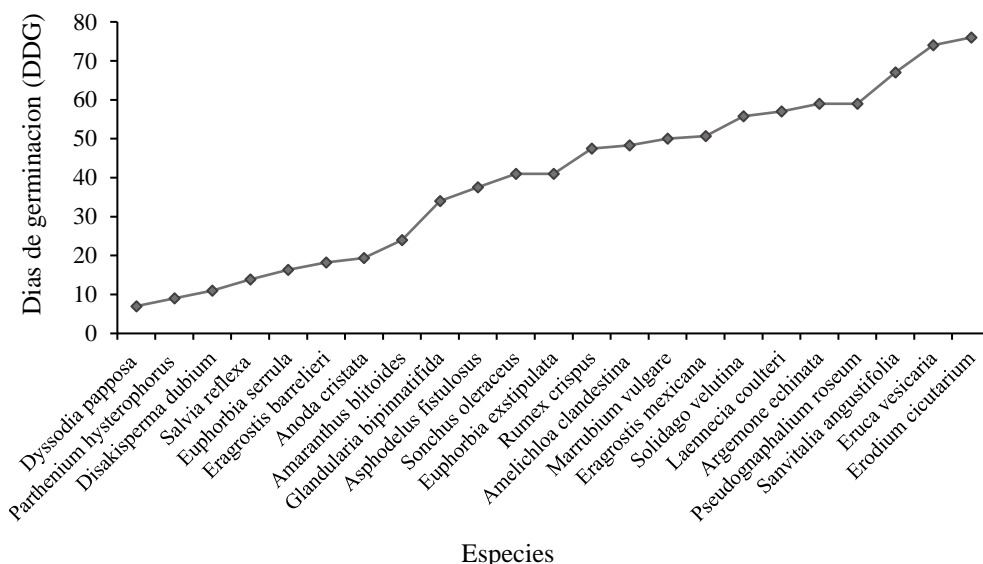


Figura 2. Promedio de días a la germinación por especie en el banco de semillas de un zacatal, con dominancia de *Amelichloa clandestina* en el sureste de Coahuila, México.

La composición, estructura y diversidad del banco de semillas es resultado del disturbio del área. Esto es, en gran medida, debido a las actividades agropecuarias como el desmonte de la vegetación nativa ha generado que el banco de semillas incluya una elevada cantidad de semillas de *A. clandestina* y una baja riqueza de especies, con una dominancia total del zacate picoso.

La elevada cantidad de *A. clandestina* es debido a la gran producción de semilla (Barkworth *et al.* 1989). La presencia de espiguillas cleistogamas en el zacate picoso incrementó la cantidad de semilla (Valdés-Reyna *et al.*, 2015). Esto se puede comparar con lo reportado por Dong *et al.*

(2020), quienes registraron una alta producción de semilla de *Ambrosia trifida* L., con un resultado máximo de 41 100 semillas m⁻². Los bancos de semillas son variables en el espacio y el tiempo y afectados por varios factores, entre ellos el clima, vegetación, demografía de la población, densidad de plantas, estrategia de dispersión y depredación de semillas (Parker, 1989).

Estudios realizados en un bosque secundario y un pastizal reportan densidades de 147 semillas m⁻² y 190 semillas m⁻² y una riqueza entre 21 y 28 especies (Caicedo *et al.*, 2018). En cambio, en este estudio la densidad es mayor con 1 030 (ind m⁻²) y comparando resultados obtenidos por Cano *et al.* (2012) en la composición y abundancia del banco de semillas en una región semiárida en el centro de México la riqueza de 23 especies encontradas en el zacatal es inferior a las 38 especies encontradas. El índice de riqueza y abundancia de especies de Shannon-Weaver (H) se presenta en el (Cuadro 2).

Cuadro 2. Índices de diversidad de Margalef, Shannon, Pielou y Simpson para las especies *presentes en el banco de semillas.

Especies* anuales	Especies* perennes	Índice de riqueza (Margalef)	Índice de diversidad (Shannon)	Índice de equitatividad (Pielou)	Índice de dominancia (Simpson)
16	7	3.352	0.995	0.317	0.347

Se registró un índice de diversidad de Shannon - Weaver de $H' = 1.8$ en el área de bosque secundario y de $H' = 2.2$ en el área de pastizal, en comparación con este estudio que se encontró una diversidad de $H' = 0.995$ nats. El índice de diversidad de Shannon presentó valores bajos para el banco de semilla, en su índice de equitatividad e índice de riqueza de Margalef. En el índice de dominancia tiene un valor menor, lo cual indica que en el banco de semillas, *A. clandestina* es la especie dominante de este zacatal.

La riqueza de especies fue baja debido a que *A. clandestina* es una especie con gran producción de semillas y a medida que aumenta el reclutamiento de plántulas disminuye la riqueza de especies. Como base de la regeneración de la riqueza de la comunidad vegetal, el número de reclutamiento de plántulas está relacionado con la riqueza de especies (Houseman, 2014). La dispersión de semillas puede estar influenciada por el comportamiento de los agentes de dispersión y las barreras naturales que son importantes para los patrones espaciales de deposición de semillas (Myers y Harms, 2009).

En contraste, el reclutamiento de vegetación está influenciado por factores abióticos, características de las plántulas y competencia (Baldwin *et al.*, 2010). Especies con altos potenciales reproductivos, altos valores de germinación, ciclos de vida corto y rápido crecimiento con eficiencia altamente competitiva, aumentan su distribución poblacional en un corto plazo de tiempo, beneficiadas por la gran presencia de disturbios antropogénicos, se vuelven especies superiores y se empiezan a considerar dañinas incluso siendo nativas, cuando disminuyen la biodiversidad local, alteran su balance ecológico, ciclo de nutrientes, afectan la biota local y sus servicios ecosistémicos, siendo dañinas en particular en las regiones áridas (Bonanomi *et al.*, 2018; Wang *et al.*, 2019; Abd El-Gawad *et al.*, 2020; Alharthi *et al.*, 2021).

Así también, algunos estudios previos realizados por Molina-Montenegro *et al.* (2015); Kenany *et al.* (2017); Alharthi *et al.* (2021) sobre las alteraciones causadas en lugares con disturbios y dominados por especies invasoras, señalan disminuciones en los bancos de semillas en el suelo, inhibición alelopática, exclusión de especies nativas en doseles dominados por invasoras, disminución en la eficiencia de la capacidad de dispersión en semillas, modificación de la composición del suelo, nutrimentos y su microbiota.

Todas estas modificaciones disminuyen de forma directa la densidad y abundancia florística en un lapso corto y de forma indirecta afectan la fauna local, los ciclos biogeoquímicos y las escorrentías de agua, impactando a corto plazo la sucesión del hábitat invadido. Estudios realizados por Alharthi *et al.* (2021) registraron la disminución de abundancia, riqueza y distribución poblacional en bancos de semillas relacionadas a las alteraciones que ocasionan especies invasoras en lugares con disturbios, como es el caso de la alteración por el dosel de *Nicotiana glauca* en géneros de *Euphorbia* y *Eragrostis* en Saudí Arabia.

Los resultados son comparables con las densidades encontradas en el área de estudio para las especies de *Euphorbia serrula*, *E. mexicana* y *E. barrelieri*, especies que son usualmente abundantes en las áreas circundantes al área de estudio y altamente representantes del semidesierto mexicano (Duran, 1970; Bekele y Lester, 1981; Peterson y Giraldo-Canas, 2012). Así también *Dyssodia papposa* mostró bajos niveles de abundancia dentro del zacatal estudiado. Es una especie altamente estudiada por su rápida y continua diseminación a lado de las carreteras en diferentes provincias en Norteamérica (Oldham y Klymko, 2011; Oldham *et al.*, 2011).

El éxito de las plantas invasoras puede ser evaluado usando diferentes dimensiones, dentro de las más importantes están el rango del tamaño de la planta, abundancia local, impacto con la abundancia de plantas nativas y su diversidad, estas especies son menos preferidas por los herbívoros, esto promueve su rápida colonización al haber cambios o apertura de claros en la vegetación (Liao *et al.*, 2021). *Amelichloa clandestina* tiene una altura de 40-60, con hojas basales rígidas y con una punta afilada, cariopsis con tres costillas longitudinales y bases estilo persistentes, y panículas axilares cleistogamas en las vainas basales de las hojas (Arriaga y Barkoth 2006), sus poblaciones son densas y estas crean una alta competencia espacial.

La altura y tamaño de las especies arbustivas tienen efectos negativos sobre la capacidad de establecimiento de plantas, debido a la densa capa superior entre el suelo y su cobertura (dosel), ocasionando un microhábitat con poca luz y temperatura, ocasionando que algunas semillas del banco pierdan su viabilidad (Yu *et al.*, 2008). Bonanomi *et al.* (2018) ha registrado los daños ocasionados por plantas invasoras tempranas en la sucesión vegetal de áreas con disturbios y los cambios en su microhábitat, disturbios generados en el crecimiento radicular, en la corriente de viento y aumento de biomasa en los espacios entre plantas.

Algunas especies que aumentan el contenido de nitratos de Nitrógeno, pero disminuciones nitrógeno amoniacal de 29-4% en verano-otoño. Actualmente no hay estudios relacionados sobre los cambios químicos ni efectos alelopáticos en el suelo ocasionados por *A. clandestina*. Aunque *A. clandestina* presentó latencia en su semilla, ya que fue la decimocuarta especie en iniciar la germinación, esta fue la especie dominante y más adaptada a las condiciones áridas del zacatal.

De acuerdo con Baskin y Baskin (2014) la latencia de la semilla previene o retrasa la germinación, y en general desempeña un papel importante para asegurar la germinación en el momento adecuado para maximizar la probabilidad de que se establezcan con éxito. Hu *et al.* (2014) menciona que la latencia puede ser causada por los tejidos que rodean al embrión, por el bajo potencial de crecimiento del embrión o por una combinación de ambos, también el lema y palea son importantes en la germinación de las semillas, ya que su eliminación libera la latencia.

Esto coincide con otros estudios que reportan que estas brácteas propiciaron la latencia en gramíneas como *Stipa viridula* (Fulbright *et al.*, 1983), *S. tenacissima* (Gasque y García 2003), *Leymus secalinus* (Zhu *et al.*, 2007). Las especies anuales como *D. papposa*, *P. hysterophorus*, *S. reflexa* y *E. serrula* tienen una latencia menor, ya que son las especies que germinaron en menor tiempo, lo cual concuerda con un estudio realizado por Figueroa *et al.* (2004) en un matorral mediterráneo del centro de Chile.

La presencia de especies como *Disakisperma dubium* en el zacatal natural aledaño, indican que las semillas son trasladadas a través del viento y mediante animales a este zacatal, como lo mencionan Cronk y Fennessy (2016). Permanecen en el banco de semilla especies anuales y ruderales como *E. serrula*, *A. cristata*, *Salvia reflexa* Hornem, *Sanvitalia angustifolia* Engelm. Ex A. Gray; sin embargo, su densidad es menor lo cual de acuerdo con Morlans (2005), indica un mayor avance en el proceso de sucesión de la vegetación.

Aunque se han realizado varios trabajos en zonas semiáridas, este es el primer trabajo donde se realiza una estimación de la densidad y riqueza en el banco de semillas para un zacatal invadido por *A. clandestina* en el sureste de Coahuila. Este estudio construye una aproximación para entender la dinámica de las áreas abandonadas por la agricultura en regiones semiáridas del noreste de México.

Conclusiones

El banco de semilla presentó una elevada cantidad de semillas viables de *Amelichloa. clandestina*, y las especies anuales y ruderales que se encuentran, presentan una densidad menor y la presencia de especies perennes como *Solidago velutina* y *Disakisperma dubium* indican un mayor avance en el proceso de sucesión de la vegetación y con ello mayor estabilidad. En el zacatal estudiado, *A. clandestina* es la especie dominante y por ello la riqueza de especies es baja.

Literatura citada

- Abd El-Gawad, A. M.; Rashad, Y. M.; Abdel, A. A. M.; Barati, S. A.; Assaeed, A. M. and Mowafy, A. M. 2020. *Calligonum polygonoides* L. Shrubs provide species pacific facilitation for the understory plants in coastal ecosystem. *Biology*. 9(8):1-22. MDPI AG. <https://doi.org/10.3390/biology9080232>.
- Alharthi, A. S.; Abd, G. A. M. and Assaeed, A. M. 2021. Influence of the invasive shrub *Nicotiana glauca* graham on the plant seed bank in various locations in taif region, western of Saudi Arabia. *Saudi J. Biol. Sci.* 28(1):360-370. <https://doi.org/10.1016/j.sjbs.2020.10.014>.
- Archibold, O. W. 1989. Seed banks and vegetation processes in coniferous forests. *In: ecology of soil seed banks*. Academic Press. 107-122 pp.

- Arriaga, M. O. and Barkworth, M. E. 2006. *Amelichloa*: a new genus in the stipeae (Poaceae). SIDA, contributions to botany. 145-149 pp.
- Baldwin, A. H.; Kettenring, K. M. and Whigham, D. F. 2010. Seed banks of *Phragmites australis*-dominated brackish wetlands: relationships to seed viability, inundation, and land cover. *Aquatic Botany*. 93(3):163-169. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2010.06.001>.
- Barkworth, M. E.; Valdes, R. J. and Landers, R. Q. 1989. *Stipa clandestina*: new weed threat on southwestern rangelands. *Weed Technol.* 699-702 pp.
- Barness, G.; Zaragoza, S. R.; Shmueli, I. and Steinberger, Y. 2009. Vertical distribution of a soil microbial community as affected by plant ecophysiological adaptation in a desert system. *Microb. Ecol.* 57(1):36-49. <https://doi.org/10.1007/s00248-008-9396-5>.
- Baskin, C. C. and Baskin, J. M. 2014. *Seeds: ecology, biogeography and evolution of dormancy and germination*. Second Ed. San Diego: Elsevier/academic press. California, USA. 1586 p.
- Bekele, E. and Lester, R. N. 1981. Biochemical assessment of the relationships of *Eragrostis tef* (Zucc.) trotter with some wild *Eragrostis* species (Gramineae). *Ann. Bot.* 48(5):717-725.
- Bernhardt, K. G.; Koch, M.; Kropf, M.; Ulbel, E. and Webhofer, J. 2008. Comparison of two methods characterizing the seed bank of amphibious plants in submerged sediments. *Aquatic Bot.* 88(2):171-177.
- Bonanomi, G.; Incerti, G.; Abd, G. A. M.; Sarker, T. C.; Stinca, A.; Motti, R.; Cesarano, G.; Teobaldelli, M.; Saulino, L.; Cona, F.; Chirico, G. B.; Mazzoleni, S. and Saracino, A. 2018. Windstorm disturbance triggers multiple species invasion in an urban Mediterranean forest. *Iforest Biogeosciences and Forestry*. 11(1):64-71. <https://doi.org/10.3832/ifor2374-010>.
- Caballero, I.; Olano, J. M.; Escudero, A. and Loidi, J. 2008a. Seed bank spatial structure in semiarid environments: beyond the patch bare area dichotomy. *Plant Ecol.* 195(2):215-223. <https://doi.org/10.1007/s11258-007-9316-7>.
- Caballero, I.; Olano, J. M.; Loidi, J. and Escudero, A. 2003. Seed bank structure along a semi-arid gypsum gradient in central Spain. *J. Arid Environ.* 55(2):287-299. [https://doi.org/10.1016/S0140-1963\(03\)00029-6](https://doi.org/10.1016/S0140-1963(03)00029-6).
- Caballero, I.; Olano, J. M.; Loidi, J. and Escudero, A. 2008b. A model for small scale seed bank and standing vegetation connection along time. *Oikos*. 117(12):1788-1795. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2008.17138.x>.
- Caicedo, R. I. V.; Guarín, K. J. D. y Perdomo, Y. R. 2018. Composición y diversidad del banco de semillas en áreas urbanas fragmentadas de piedemonte Villavicencio, Colombia. *Ingenierías USBMed.* 9(1):86-96. <https://doi.org/10.21500/20275846.3317>.
- Cano, S. A.; Zavala, H. J. A.; Orozco, S. A.; Valverde, V. M. T. y Pérez, R. P. 2012. Composición y abundancia del banco de semillas en una región semiárida del trópico mexicano: patrones de variación espacial y temporal. *Rev. Mex. Bio.* 83(2):437-446.
- Cronk, J. K. and Fennessy, M. S. 2016. *Wetland plants: biology and ecology*. CRC press. de Winton, M. D.; Clayton, J. S. and Champion, P. D. Seedling emergence from seed banks of 15 New Zealand lakes with contrasting vegetation histories. *Aquatic Bot.* 66(3):181-194. <https://doi.org/10.1201/9781420032925>.
- Dong, H.; Liu, T.; Liu, Z. and Song, Z. 2020. Fate of the soil seed bank of giant ragweed and its significance in preventing and controlling its invasion in grasslands. *Ecol. Evol.* 10(11):4854-4866. <https://doi.org/10.1002/ece3.6238>.
- Duran, R. 1970. Hosts and distribution records of Mexican smut fungi. *Mycologia*. 62(6):1094-1105. <https://doi.org/10.1080/00275514.1970.12019055>.

- Erfanzadeh, R.; Shahbazian, R. and Zali, H. 2014. Role of plant patches in preserving flora from the soil seed bank in an overgrazed high-mountain habitat in northern Iran. *J. Agric. Sci. Technol.* 16(1):229-238.
- Espeland, E. K.; Perkins, L. B. and Leger, E. A. 2010. Comparison of seed bank estimation techniques using six weed species in two soil types. *Rangeland Ecology Management.* 63(2):243-247. <https://doi.org/10.2111/REM-D-09-00109>.
- Fenner, M. K. and Thompson, K. 2005. *The ecology of seeds.* John dick. Cambridge University Press. Ann. Bot. 97(1):151-152. <https://doi.org/10.1093/aob/mcj016>.
- Figueroa, J. A.; Teillier, S. and Jaksic, F. M. 2004. Composition, size and dynamics of the seed bank in a Mediterranean shrubland of Chile. *Austral Ecol.* 29(5):574-584. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2004.01392.x>.
- Fulbright, T. E.; Redente, E. F. and Wilson, A. M. 1983. Germination requirements of green needlegrass (*Stipa viridula* Trin.) for use in revegetation of disturbed lands in south dakota, montana. *Rangeland Ecol. Manag. J. Range Manag. Archiv.* 36(3):390-394.
- García, E. 2004. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. Instituto de Geografía. Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM). 11-90 pp.
- Gasque, M. and García, F. P. 2003. Seed dormancy and longevity in *Stipa tenacissima* L. (Poaceae). *Plant Ecol.* 168(2):279-290. <https://doi.org/10.1023/A:1024471827734>.
- Hopfersperger, I. N. 2007. A review of similarity between seed bank and standing vegetation across ecosystems. *Oikos.* 116(9):1438-1448. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2007.15818.x>.
- Houseman, G. R. 2014. Aggregated seed arrival alters plant diversity in grassland communities. *J. Plant Ecol.* 7(1):51-58. <https://doi.org/10.1093/jpe/rtt044>.
- Hu, X. W.; Wu, Y. P.; Ding, X. Y.; Zhang, R.; Wang, Y. R.; Baskin, J. M. and Baskin, C. C. 2014. Seed dormancy, seedling establishment and dynamics of the soil seed bank of *Stipa bungeana* (Poaceae) on the loess plateau of northwestern China. *PLoS One.* 9(11):1-10. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0112579>.
- Kenany, E. T.; El-Darier, S. M.; Abdellatif, A. A. and Shaklol, S. M. 2017. Allelopathic potential of invasive species: *nicotiana glauca* graham on some ecological and physiological aspects of *Medicago sativa* L. and *Triticum aestivum* L. *Rendiconti Lincei.* 28(1):159-167. <https://doi.org/10.1007/s12210-016-0587-6>.
- Liao, H.; Pal, R. W.; Niinemets, Ü.; Bahn, M.; Cerabolini, B. E. and Peng, S. 2021. Different functional characteristics can explain different dimensions of plant invasion success. *J. Ecol.* 109(6):1524-1536. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13575>.
- Liu, G. H.; Zhou, J.; Li, W. and Cheng, Y. 2005. The seed bank in a subtropical freshwater marsh: implications for wetland restoration. *Aquatic Bot.* 81(1):1-11. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2004.07.001>.
- López-Santos, A.; Zermeno-González, A.; Cadena-Zapata, M.; Gil-Marín, J. A.; Cornejo-Oviedo, E. y Ríos-Camey, M. S. 2008. Impacto de la labranza en el flujo energético de un suelo arcilloso. *Terra Latinoam.* 26(3):203-213.
- Marañón, T. 2005. *Ecología del banco de semillas y dinámica de comunidades mediterráneas.* Ed. Ecosistemas mediterráneos. Análisis funcional. Sevilla. España. CSIC-AEET. Madrid. 153-181 pp.
- Mcfarland, D. G. and Shafer, D. J. 2011. Protocol considerations for aquatic plant seed bank assessment. *J. Aquatic Plant Manag.* 49:9-11.

- Miranda, J. D. D.; Armas, C.; Padilla, F. M. and Pugnaire, F. I. 2011. Climatic change and rainfall patterns: effects on semi-arid plant communities of the Iberian Southeast. *J. Arid Environ.* 75(12):1302-1309. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2011.04.022>.
- Molina-Montenegro, M. A.; Oses, R.; Torres-Díaz, C.; Atala, C.; Núñez, M. A. and Armas, C. 2015. Fungal endophytes associated with roots of nurse cushion species have positive effects on native and invasive beneficiary plants in an alpine ecosystem. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics.* 17(3):218-226. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2015.02.003>.
- Morlans, M. C. 2005. Introducción a la ecología del paisaje. Área ecológica. Catamarca: Ed. científica universitaria. Universidad Nacional de Catamarca. Argentina. 1-16 pp.
- Myers, J. A. and Harms, K. E. 2009. Seed arrival ecological filters and plant species richness: a metaanalysis. *Ecol. Letters.* 12(11):1250-1260. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01373.x>.
- Oldham, M. J.; Gould, J. and Bowles, J. M. 2011. Fetid dogweed (*Dyssodia papposa*; Asteraceae) and slender russian thistle (*Salsola collina*; Amaranthaceae), New to alberta, Canada. *The Canadian field-naturalist.* 125(4):366-369. <https://doi.org/10.22621/cfn.v125i4.1267>.
- Oldham, M. J. and Klymko, J. 2011. Fetid dogweed (*Dyssodia papposa*; Asteraceae) in Canada. *Northeastern Naturalist.* 18(3):347-356.
- Parker, V. T. 1989. Pattern and process in the dynamics of seed banks. *Ecology of soil seed banks.* 367-384 pp.
- Peterson, P. M. and Giraldo, C. D. 2012. The genus *Eragrostis* (poaceae: chloridoideae) in northwestern south America (Colombia, Ecuador, and Peru): morphological and taxonomic studies. *Biblioteca José Jerónimo Triana.* Bogota, Colombia. 24(1):85-166.
- Piudo, M. J. y Cavero, R. R. Y. 2005. Banco de semillas: comparación de metodologías de extracción, de densidad y de profundidad de muestreo. *Publ. Bio. Univ. Navarra, Ser. Bot.* 16:71-85.
- Thompson, K. and Grime, J. P. 1979. Seasonal variation in the seed banks of herbaceous species in ten contrasting habitats. *The J. Ecol.* 16(3):893-921.
- Valdés-Reyna, J.; Villaseñor J. L; Encina-Domínguez, A. y Ortiz, E. 2015. Gramíneas de Coahuila. Comisión nacional para el conocimiento y uso de la biodiversidad. México, DF. 93(1):80-81. <https://doi.org/10.17129/botsci.79>.
- Valladares, F.; Vilagrosa, A.; Peñuelas, J.; Ogaya, R.; Camarero, J. J.; Corcuera, L. y Gil, P. E. 2004. Estrés hídrico: ecofisiología y escalas de la sequía. *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante, Madrid. España.* 165-192 pp.
- Wang, Y. J.; Chen, D.; Yan, R.; Yu, F. H. and Kleunen, M. 2019. Invasive alien clonal plants are competitively superior over co-occurring native clonal plants. *Perspectives in plant ecology, evolution and systematics.* 40(1):1-3. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2019.125484>.
- Yu, S.; Bell, D.; Sternberg, M. and Kutiel, P. 2008. The effect of microhabitats on vegetation and its relationships with seedlings and soil seed bank in a Mediterranean coastal sand dune community. *J. Arid Environ.* 72(11):2040-2053. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2008.06.014>.
- Zhu, Y.; Dong, M. and Huang, Z. 2007. Caryopsis germination and seedling emergence in an inland dune dominant grass *Leymus secalinus*. *Flora morphology, distribution, functional ecology of plants.* 202(3):249-257. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2006.05.006>.