

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN
FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES



EVALUACIÓN DE UNA RESTAURACIÓN
ACTIVA EN EL MATORRAL ESPINOSO
TAMAULIPECO DE LINARES, NUEVO LEÓN

TESIS PRESENTADA POR:

TANIA ISELA SARMIENTO MUÑOZ

COMO REQUISITO PARA OBTENER EL GRADO DE
MAESTRÍA EN RESTAURACIÓN ECOLÓGICA

OCTUBRE 2023



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN
FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES

**Evaluación de una restauración activa en el matorral
espinoso tamaulipeco de Linares, Nuevo León**



Presentado por:

Ing. Tania Isela Sarmiento Muñoz

Para obtener el grado de:

Maestría en Restauración Ecológica

Octubre 2023



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN
FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES

**Evaluación de una restauración activa en el matorral espinoso
tamaulipeco de Linares, Nuevo León**

Presentado por:

Ing. Tania Isela Sarmiento Muñoz

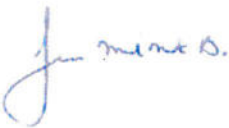
Para obtener el grado de:

Maestría en Restauración Ecológica

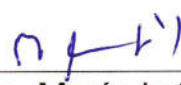
COMISIÓN DE TRABAJO FINAL DE MAESTRÍA


Dra. Marisela Pando Moreno

Directora


Dr. José Manuel Mata Balderas

Asesor


Dra. María Inés Yáñez Díaz

Asesor

Dra. Dinorah Ofelia Mendoza Aguilar

Asesora Externa

LINARES, NUEVO LEÓN, MÉXICO

OCTUBRE 2023

Resumen

La restauración ecológica activa del matorral espinoso tamaulipeco (MET) en México ha sido poco documentada, en especial con más de cuatro parámetros de medición a un año de recuperación. En el presente trabajo se evaluó la supervivencia y crecimiento de once especies arbóreas nativas, plantadas para promover la restauración de un área degradada por aprovechamiento agropecuario, probando una dosis de hidrogel (3 g L^{-1}) y testigo, así como cuatro condiciones de distanciamiento (2, 3, 4 y 5 metros). La plantación se realizó en abril del 2021 en una superficie de $6,127.53 \text{ m}^2$. De abril de 2021 a abril del 2022 se midió en ocho ocasiones la supervivencia, altura y cobertura de los individuos plantados. En la última evaluación se midieron seis propiedades físicas y químicas del suelo. Aunado a ello, se midieron parámetros ecológicos para la vegetación recuperada naturalmente en el área de la plantación y en un área testigo de $10,000 \text{ m}^2$. Al término de un año, la supervivencia general de los individuos plantados fue de 93.75% (± 7.40), no siendo determinantes el uso de hidrogel y distanciamiento. La especie con menos resistencia fue *Prosopis glandulosa* con un 18.75% de mortalidad. El promedio de crecimiento en altura fue de -8.35 cm (± 8.58) y en cobertura fue 0.057 m^2 (± 0.055). Las únicas especies que ganaron altura fueron *Cordia boissieri* y *Prosopis glandulosa*, lo cual puede deberse a las condiciones climáticas extremas en su primer año. El crecimiento en cobertura fue positiva para tres especies; las de mayor cobertura fueron *Vachellia rigidula* y *Ebenopsis ebano*, con valores de distancia entre 4 y 5 metros. Los valores de abundancia y cobertura de vegetación fueron similares en condiciones de restauración y el área testigo; no así para los valores de diversidad. El suelo a un año no es recuperado de manera significativa. Este trabajo es de importancia para conocer la dinámica de crecimiento del MET en el primer año de recuperación y las acciones a tomar para cumplir con los objetivos en proyectos de restauración ecológica en estos ecosistemas.

Palabras clave: Densidad de plantación, hidrogel, supervivencia, *Vachellia farnesiana*.

Introducción

La restauración ecológica nace como una respuesta a la pérdida de hábitat y biodiversidad a nivel mundial, es decir, es el restablecimiento o recuperación de un

ecosistema que se ha degradado, dañado o destruido (Clewett et al., 2004). Particularmente en México, el 50 % del territorio presenta algún grado de deterioro y el 48% del área cubierta por vegetación presenta algún nivel de degradación o desertificación (Bollo et al. 2014). La tasa de deforestación de 2001 al 2021 se estimó en 208,850 ha/año (CONAFOR, 2023a), una pérdida de por lo menos 135 especies en los últimos 100 años (Baena y Halffter, 2008; IUCN, 2013) y la introducción de 1,700 especies exóticas (500 de estas invasoras) (CONABIO, 2023)

Ante esta problemática, se han realizado esfuerzos para prevenir, mitigar y compensar las acciones que provocan la degradación de los ecosistemas. Mediante la consolidación de leyes ambientales de jurisdicción federal (LGEEPA, LGDFS, LAN, LGPGIR, LFS), estatal y municipal, la operación de instituciones especializadas (CONAFOR, CONANP, CONAGUA), una alta participación científica y la integración de la participación ciudadana y sociedades no lucrativas (Sánchez, 2005; López et al., 2017; Méndez et al., 2018). Sin embargo, la recuperación de recursos naturales se ha dirigido principalmente hacia el establecimiento de plantaciones en terrenos de vocación forestal (Carabias et al. 2008, Calva y Pavón, 2018). Actualmente se cuenta con un programa de restauración forestal activo operado por CONAFOR, el cual “brinda apoyos para realizar proyectos de restauración multianuales, en cuencas y regiones estratégicas, que permitan dar continuidad de las acciones en el tiempo” (CONAFOR, 2023b). En cuanto al reconocimiento de las reforestaciones dirigidas hacia la restauración ecológica, actualmente se cuenta con un catálogo limitado de 40 especies nativas recomendadas para restauración (CONAFOR, 2023c).

Sin embargo, entender y aplicar los estatutos de la restauración ecológica no es tarea fácil. El primer reto es determinar qué nivel de degradación tiene la superficie objetivo de restauración ecológica (Vargas, 2011). Se requiere de la comprensión del funcionamiento del ecosistema en su forma “original” más próxima, es decir, el establecimiento de un ecosistema de referencia (SER, 2016) y la visión clara de hacia dónde se quiere dirigir ese ecosistema. Gestionar el cese de las actividades que están provocando los desequilibrios, que en muchas ocasiones se trata de alguna actividad

productiva con un impacto económico (Comín, 2002); determinar las metas que se desean alcanzar en un corto y largo plazo y los indicadores cuantitativos para medirlo (Palmer et al., 2016); diseñar e implementar las acciones más viables para la recuperación del ecosistema bajo las metas diseñadas (Mola et al., 2018) y el factor más importante, el involucramiento de las comunidades en el proceso (Díaz, 2020). En restauración ecológica, existe una dualidad de decisión para los restauradores, aplicar una restauración activa o pasiva. La primera se refiere a la intervención directa de los recursos, por ejemplo, a través de reforestaciones, obras de suelo, infraestructuras para fauna silvestre, entre otros; es decir todo aquello que se introduce externamente al lugar objetivo de restauración (Vargas, 2011; Mola et al., 2018). Mientras que, la restauración pasiva es el retiro de todas las actividades antrópicas que causan la degradación, en la mayoría de los casos implica la exclusión de la superficie objetivo, para permitir la recuperación del ecosistema sin intervenciones adicionales externas (Sánchez, 2005). Si bien es cierto que, actualmente, existe un debate de hasta dónde la exclusión, mediante el cercado de un área, es una restauración pasiva o activa, ya que, de alguna manera, el ser humano está interviniendo para promover la restauración del área, lo principal es realizar las acciones y evaluar el éxito de las mismas en la recuperación de la funcionalidad del ecosistema en cuestión.

La actividad más ampliamente utilizada en México, en términos de restauración ecológica, ha sido la reforestación. Esta actividad comenzó como una forma de aprovechamiento sustentable para las comunidades rurales, las cuales a menudo han visto mermadas las capacidades de productividad agrícola y pecuaria de sus tierras, principalmente ejidales (Bray, 2005). Los programas de reforestación han sido impulsados principalmente por instituciones como SEDENA y CONAFOR, dirigidos en su mayoría a ecosistemas de bosques y selvas (Burney et al., 2015). Estos programas tenían como objetivo no solamente la recuperación de vegetación en ecosistemas impactados, sino que también constituían una forma de empleo e ingresos económicos para las poblaciones rurales (Torres-Rojo et al., 2021; Wilshusen et al., 2021). No obstante, también se ha documentado a lo largo de estas dos últimas décadas las dificultades para mantener la supervivencia de los individuos plantados (Burney et al.,

2015). Como respuesta, el campo de la investigación se ha enfocado en estudiar algunas técnicas forestales que pueden estar afectando a estos esfuerzos, como el origen de la semilla, tratamientos de germinación, cercanía del vivero con el campo de plantación, métodos de plantación (FAO, 2003; Bray & Merino, 2004). La CONAFOR misma ha participado en la integración de algunas de las técnicas más recomendables en sus manuales, haciendo esta información alcanzable para los gestores forestales y la comunidad (CONAFOR, 2010; Venegas, 2016). Sin embargo, del año 2004 a 2016 se registró una supervivencia media del 43% (Prieto et al., 2018), aunque el gobierno del sexenio de Enrique Peña Nieto publicó un incremento al 63% para el año 2017 (CONAFOR, 2017).

Uno de los tipos de vegetación predominantes en el noreste de México es el matorral espinoso tamaulipeco (MET). El MET se caracteriza por contar con la presencia de arbustos inermes y espinosos, principalmente de los géneros *Acacia*, *Cercidium*, *Leucophyllum*, *Guaiaacum*, *Opuntia*, *Prosopis*, *Castela*, *Cordia* y *Celtis* (Rzedowski, 1978). Sin embargo, también es uno de los más afectados por actividades antropogénicas, principalmente por actividades agropecuarias (Alanís et al., 2015). Poco se ha documentado sobre actividades de reforestación en este ecosistema. Los trabajos más recientes han reportado tasas de supervivencia de 28.7%, a 3 años, en condiciones de recuperación agropecuaria (Mata-Balderas et al., 2022), 99.1%, a 5 años, en condiciones experimentales (Foroughbakhch et al., 2001) y 49.4% en condiciones degradadas (Patiño-Flores et al., 2022).

Sin embargo, poco se han documentado las técnicas o condiciones de la plantación que podrían incrementar la supervivencia, como pudiera ser el uso de hidrogel y el distanciamiento entre plantas. El hidrogel es un aditivo popularmente utilizado en la producción agrícola, se trata de geles (formas cristalinas entrecruzadas químicamente) de poliacrilamida o poliacrilato insolubles que tienen la capacidad de absorber agua más que su propia masa, con el objetivo de hacerla disponible para las raíces de las plantas para cuando la capacidad de campo del suelo esté vacía (Laftah et al., 2011; Rodrigues et al., 2015). En los últimos años, se ha incrementado el estudio sobre el efecto que tiene

este polímero en reforestaciones en México; sin embargo, ninguno asociado a especies del MET.

Así mismo las densidades de plantación son tomadas regularmente conforme a lineamientos de CONAFOR, que recomienda densidades de plantación de 800 a 1,100 individuos por hectárea para restauraciones forestales (D.O.F., 2017). Este criterio se estableció considerando el espaciamiento que la especie demandará al ser adulta, por lo cual, en etapas juveniles la plantación debe tener por lo menos el doble de densidad que cuando es adulta (CONAFOR, 2010). Sin embargo, en términos de restauración ecológica, la densidad de plantación debe establecerse considerando las condiciones del paisaje (nivel de fragmentación), la topografía del terreno y la cobertura vegetal existente (Vanegas, 2016).

Por otro lado, hay un gran acervo sobre los parámetros ecológicos del MET en diferentes circunstancias que pueden calificarse como restauración pasiva, ya que se documenta posterior a disturbios agropecuarios (Jiménez-Pérez et al., 2012; Pequeño-Ledezma et al., 2012; Mora-Don Juan et al., 2013; Alanís-Rodríguez et al., 2013). Al igual que es importante evaluar los parámetros de éxito de los individuos en una reforestación, cuando se trata de una restauración es relevante evaluar a la par la vegetación que crece junto con los individuos plantados. La sucesión ecológica, a largo plazo, que resultará de la intervención realizada, dependerá en gran medida de las primeras etapas de recuperación del ecosistema y de los elementos introducidos. Por ello es deben evaluarse los parámetros que brinden información sobre el establecimiento de los individuos plantados, su adaptación a los factores abióticos, así como aquellas características de la vegetación que se recupere a la par de la plantación.

Hipótesis

- Se espera que el uso del hidrogel en una concentración de 3 g L⁻¹ aumente el porcentaje de supervivencia y parámetros de crecimiento en once especies nativas del MET a un año de plantación.

- El distanciamiento entre plantas no afectará el porcentaje de supervivencia de las once especies nativas plantadas.
- Conforme aumente el distanciamiento entre individuos. se presentará un aumento en la cobertura y altura de las especies
- El área de estudio, a un año de la plantación, tendrá mayores índices de diversidad con respecto al área testigo con actividades agropecuarias.
- Debido a la nula intervención directa en el suelo, se espera que a un año no se presenten signos notables de recuperación en el suelo en el área restaurada.

Objetivos

- Evaluar la eficiencia del uso del hidrogel en la supervivencia y crecimiento de once especies nativas del MET, a un año de plantación, en un área en restauración.
- Evaluar el efecto del distanciamiento entre individuos de once especies nativas del MET, con respecto a la supervivencia y crecimiento, a un año, en un área en restauración.
- Comparar los parámetros ecológicos de la vegetación recuperada y la vegetación plantada en el proyecto de restauración activa a corto plazo, en referencia a un área testigo adyacente.
- Evaluar las principales propiedades del suelo entre el área intervenida y el área testigo.

Materiales y métodos

El área de estudio comprende una superficie reforestada de 3,500 m² dentro de una superficie delimitada de 6,127.53 m², así como un área testigo de 10,000 m² en el municipio de Linares, Nuevo León, México. Las coordenadas de ubicación del área de restauración se encuentran entre 99°32'17.23"O, 24°40'38.99"N y 99°32'14.57"O, 24°40'35.94"N y del área testigo entre 99°32'20.10"O, 24°40'36.43"N y 99°32'16.43"O, 24°40'33.03"N; con un gradiente altitudinal de 357 a 362 m.s.n.m. (Figura 1; Cuadros 1 y 2). El clima es de tipo templado subhúmedo (A)C(w0) (INEGI, 2018), con un rango de

temperatura media anual de $24.9\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 5.88$ y un rango de precipitación media anual de $770\text{ mm} \pm 46.97$ (Figura 2) (SMN, 2010). De acuerdo con la carta G14C68 del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI, 2007), el tipo de suelo presente se clasifica como vertisol pélico. Desde el año 2000, hasta el 08 de marzo del 2021 el área de restauración era utilizada para la crianza bovina bajo un sistema rotativo de ganadería extensiva con una tasa de 0.625 ha UA^{-1} . El coeficiente de agostadero recomendado para condiciones de pastizal inducido es de mínimo 7.41 ha UA^{-1} (COTECOCA, 2014). El ganado se rotaba trimestralmente para permitir el crecimiento de pastos introducidos como *Aristida pansa* y *Cynodon dactylon* para la alimentación del ganado bovino. A partir del 08 de marzo del 2021 el área de restauración se excluyó mediante un cercado perimetral para evitar el paso del ganado de los predios colindantes. Mientras que en el área testigo se continuó con las actividades de aprovechamiento normal.

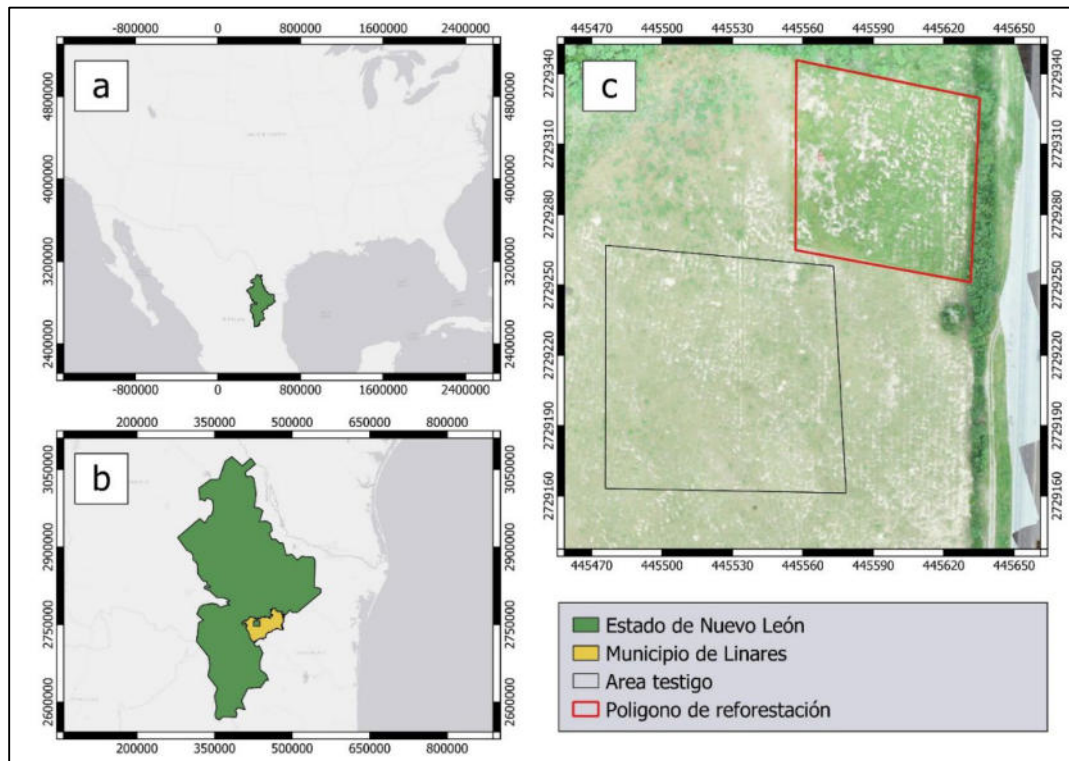


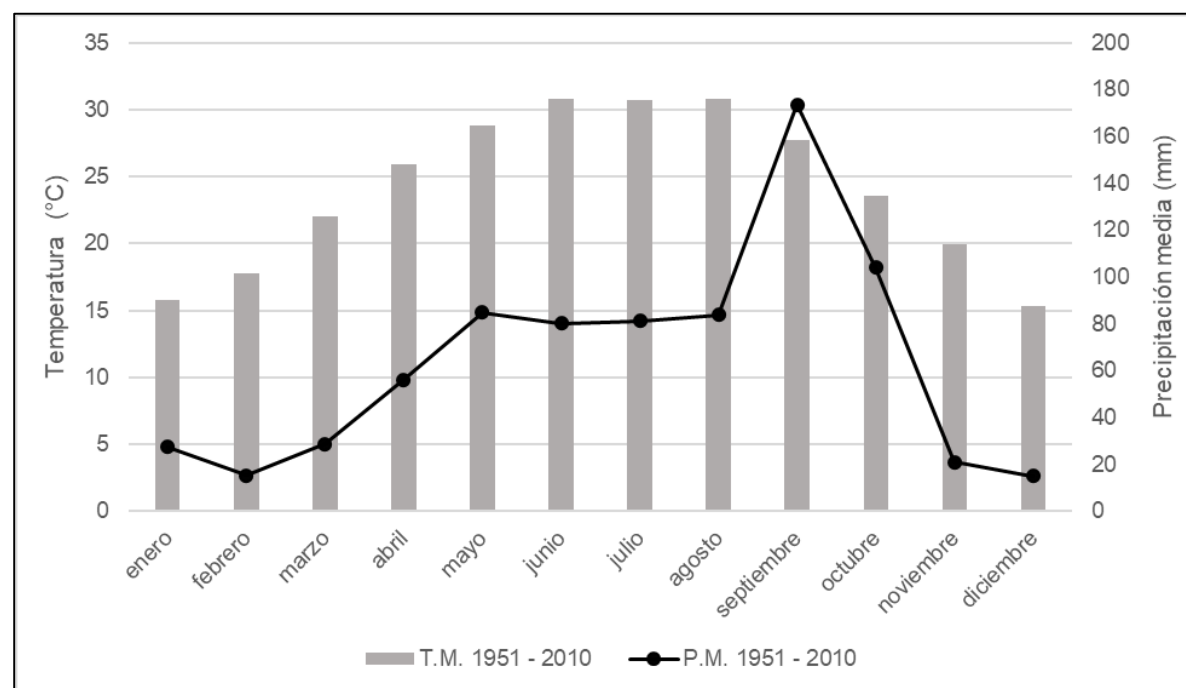
Figura 1. a: Representación del estado de Nuevo León en el noreste de México; b: Superficie del municipio de Linares en el estado de Nuevo León; c: Imagen satelital que muestra la forma y tamaño del área testigo y de reforestación.

Cuadro 1. Coordenadas UTM WGS 84 del área de restauración.

Vértice	X	Y	h
0	445557.1930	2729345.7580	357
1	445556.7960	2729264.7720	359
2	445631.4300	2729251.0760	362
3	445635.4000	2729329.4820	361
4	445557.1930	2729345.7580	357

Cuadro 2. Coordenadas UTM WGS 84 del área testigo.

Vértice	X	Y	h
0	445475.8320	2729163.1670	363
1	445475.9900	2729266.8650	359
2	445572.9880	2729257.9610	360
3	445578.3770	2729161.2020	365
4	445475.8320	2729163.1670	363

**Figura 2.** Temperatura media mensual (°C) y precipitación media mensual (mm) durante el periodo de 1951 a 2010, con datos de la estación meteorológica 00019112 Benítez (Latitud: 24°43'32" N; Longitud: 99°28'16" W).

Se realizó un diagnóstico previo del área degradada, en el cual se observó que predominaba el crecimiento de especies como *Vachellia farnesiana* y los pastos introducidos de *Aristida pansa* y *Cynodon dactylon*. Estas condiciones fueron discutidas junto con el propietario, el señor Jorge García Caramillo, con quien se definieron las especies nativas a plantar atendiendo su interés de restaurar su terreno para un futuro aprovechamiento agroforestal. Por lo que, para las actividades de plantación en el área de restauración que se llevaron a cabo en abril del 2021, se utilizaron 11 especies leñosas nativas del MET (Cuadro 3). Estas fueron germinadas y desarrolladas en el vivero forestal de la empresa GEMA S.C., en el municipio de Linares, Nuevo León. Las semillas de las plántulas fueron colectadas durante otoño del 2019 y posteriormente fueron almacenadas en contenedores herméticos dentro de un refrigerador a temperatura de 13 °C. Las semillas fueron germinadas en marzo del 2020 utilizando charolas de poliestireno de 200 cavidades de 15 cm³ (calibre de 1 mm) en mezcla de sustrato (70-20-10: suelo natural, piedra pómez de 11 mm y mineral de perlita). Una vez que emergieron las plántulas, éstas fueron trasvasadas a bolsas negras de polietileno de 500 ml, rellenas al 95 % con mezcla de sustrato (60-30-10: suelo natural, piedra pómez de 22 mm y mineral de perlita). Las plántulas fueron colocadas en platabandas bajo media sombra del 40%. Se implementó riego por aspersión con una frecuencia de 2 veces a la semana durante 15 minutos por un periodo de 11 meses. Un mes previo a la plantación las actividades de riego se redujeron a un 50% y las plántulas fueron expuestas a luz solar de manera natural.

El diseño experimental en el área de reforestación fue de 11 líneas de plantación con 16 individuos por especie en cada una. El espaciamiento entre cada línea, con respecto a la orientación E-O fue de 5 m. Mientras que la distancia entre cada planta con respecto a la orientación N-S, fue de 2, 3, 4 y 5 metros con cuatro repeticiones para cada una. Por cada cuatro repeticiones de distanciamiento, a los dos primeros individuos de N-S, se les colocó hidrogel agrícola de grano fino (Hidrogel MX) (Figura 3) disuelto en agua en una concentración de 3 g L⁻¹ (Hidrogel Green Forest®, 2023). Las plantas contaban con una altura media de 0.79 ± 0.27 m y se colocaron dentro de cepas circulares con un diámetro de 0.50 m y una profundidad de 0.80 m (Cuadro 3). Cada individuo se aseguró con guías

Figura 3. Diseño experimental de plantación que muestra el arreglo de una de las 11 especies nativas del MET. Este arreglo se repite 11 veces en el diseño. $\triangle$ = con hidrogel, $\bigcirc$ sin hidrogel.

Durante el periodo de abril de 2021 a abril del 2022 se midió en ocho ocasiones la sobrevivencia, altura y cobertura (N-S y E-O) de los individuos plantados, las últimas dos variables con ayuda de un flexómetro Truper® de 10 m. Para calcular la sobrevivencia, tanto de manera general como por especie, se utilizó la siguiente fórmula (García, 2011):

$$\%S = (Pv/P) * (100)$$

Dónde:

%S = Porcentaje de sobrevivencia

Pv = Número de plantas vivas

P = Número total de plantas

En abril del 2022 se realizó un censo de la vegetación del estrato alto que se había recuperado en el área de restauración, sin considerar a los individuos plantados y un muestreo del estrato bajo mediante 5 sitios cuadrangulares de 100 m² cada uno (Figura 4). Asimismo, en octubre del 2022 se realizó un muestreo de la vegetación en el área testigo, tanto del estrato alto como del estrato bajo, mediante 5 sitios cuadrangulares de 100 m² (Figura 4).

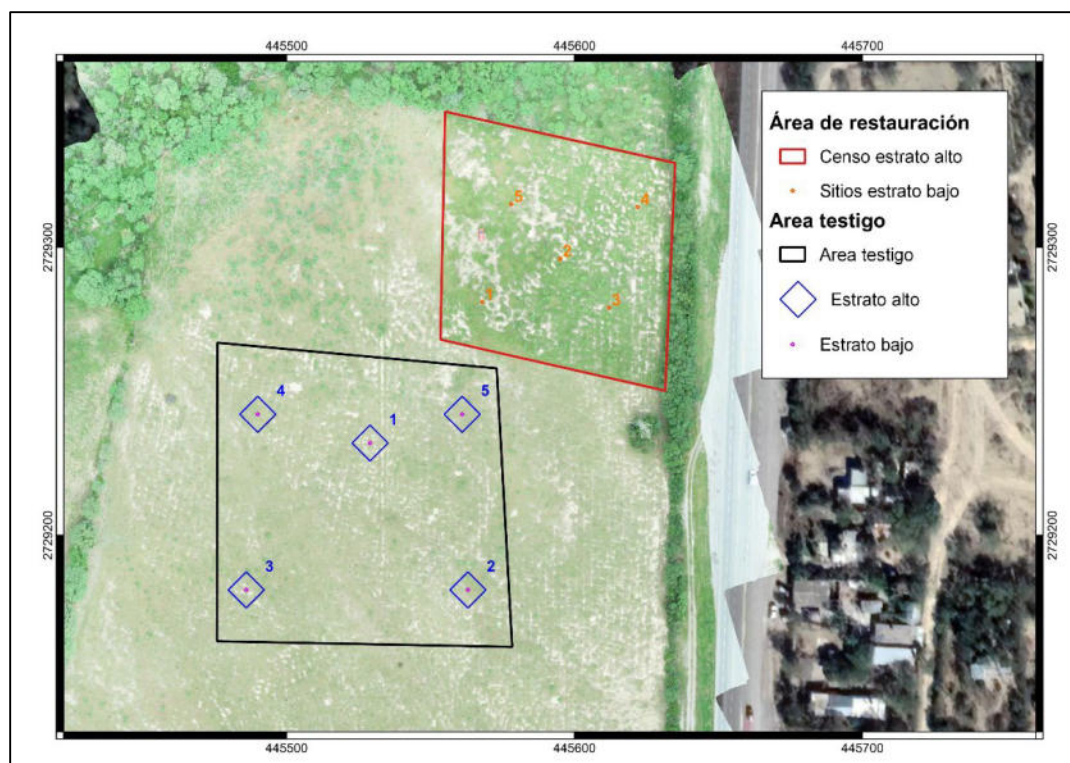


Figura 4. Ubicación del área de censo de la vegetación recuperada del MET (sin considerar la reforestación) y los sitios de muestreo de vegetación en el área testigo.

La caracterización de la vegetación se realizó para dos estratos por separado: a) el estrato de porte alto referente a la vegetación con tallo leñoso ($D_{0.10} \geq 1$ cm), y b) el estrato de porte bajo para pastos y especies herbáceas. Para la vegetación leñosa se midió el diámetro a 10 cm del suelo con un calibrador digital ULINE®; mientras que para toda la vegetación se midió la cobertura de copa (N-S y E-O) y altura con una cinta Truper® de 10 m. Para la identificación de las especies vegetales, se utilizaron catálogos de flora y claves taxonómicas (Alanís et al., 1996; Alanís-Rodríguez et al., 2011). Los parámetros ecológicos de ambas condiciones se analizaron mediante el cálculo de la abundancia, dominancia y el índice de valor de importancia (IVI) de Mueller-Dombois y Ellenberg (1974) y Whittaker (1972), utilizados frecuentemente en la caracterización del MET (Leal-Elizondo et al., 2018; Sarmiento-Muñoz et al., 2019; Pequeño-Ledezma et al., 2020; Patiño-Flores et al., 2021), las ecuaciones utilizadas son las siguientes:

$$ARI = (A_i / \sum A_i) * 100$$

Dónde:

AR_i = Abundancia relativa por especie

A_i = Número de individuos por especie

$\sum A_i$ = Suma de todos los individuos en el área de estudio

$$DR_i = (D_i / \sum D_i) * 100$$

Dónde:

DR_i = Dominancia relativa por especie

D_i = Cobertura de copa por especie (m^2)

$\sum D_i$ = Cobertura de copa total del área de estudio

$$IVI = (\sum A_i + \sum D_i) / 2$$

Dónde:

IVI = Índice de valor de importancia

La diversidad de especies se evaluó a través del Índice de Shannon-Wiener (H') (Shannon & Weaver, 1949), el cual indica la abundancia relativa de especies, y se utilizó el índice de Margalef (DMg) (Clifford & Stephenson, 1975) para calcular la riqueza de especies.

$$H' = \sum p_i * \ln(p_i)$$

$$p_i = n_i / N$$

Dónde:

H' = Índice de Shannon y Weaver

$\ln$ = logaritmo natural

p_i = proporción de individuos por especie i

n_i = número de individuos de la especie i

N = número total de individuos

$$DMg = (S - 1) / \ln N$$

Dónde:

DMg = Índice de Margalef

S = número de especies presentes

$\ln$ = logaritmo natural

N = número total de individuos

Para la evaluación de la biomasa foliar del estrato alto en el área de recuperación, se establecieron 5 sitios cuadrangulares de 100 m² para evaluar los individuos diferentes a los individuos plantados (Figura 5). Mientras que para los individuos plantados se tomaron muestras para todos los incluidos en el diseño experimental.

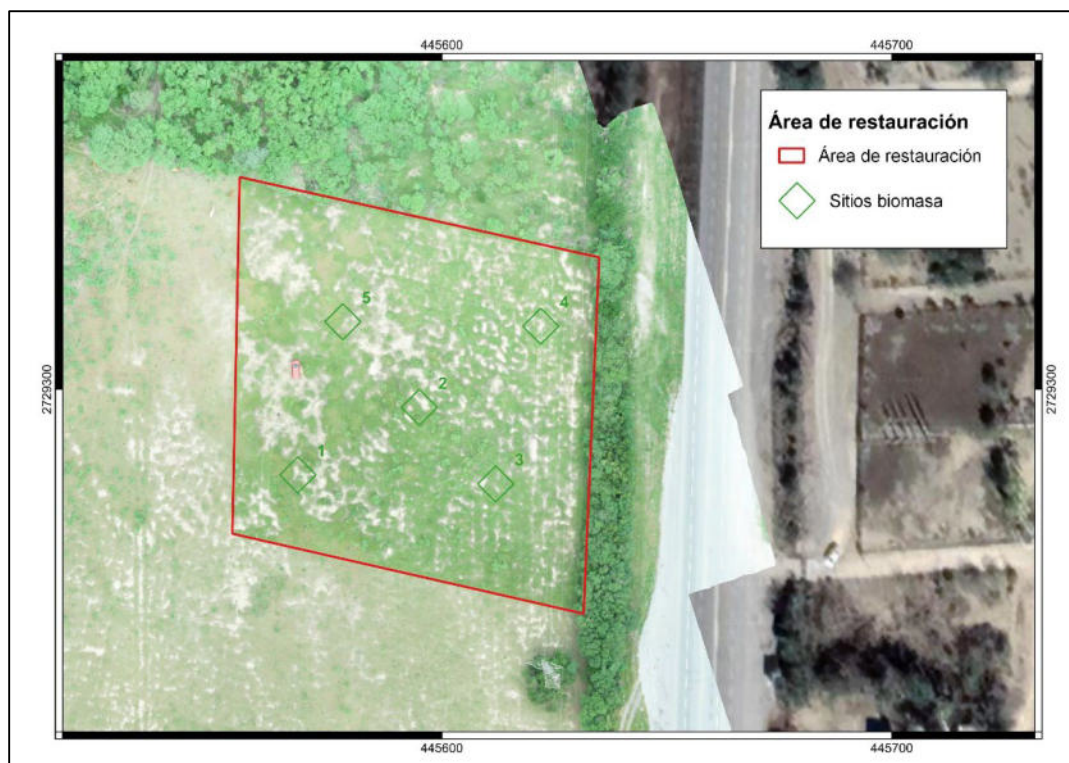


Figura 5. Ubicación de muestreo de biomasa (sin considerar la reforestación) para el área de vegetación recuperada del MET.

Para la estimación de la biomasa aérea, se utilizó el método Adelaide, que consiste en registrar el número de repeticiones de la unidad muestral (Chávez, 2000; Olguín, 2005) y agrupar los datos por especie. Posteriormente, las unidades muestrales por especie fueron secadas a una temperatura de 65° C hasta llegar a peso constante y estimar la biomasa. Se utilizó la siguiente ecuación.

$$Bsp = (R * m) / A$$

Donde:

Bsp = biomasa por especie (kg ha^{-1})

R = repeticiones de unidad muestral por especie

m = masa seca de unidad muestral(kg)

A = área de muestreo o censo (ha)

Se analizaron variables de las condiciones físicas del suelo conforme a métodos aceptados y conforme a los recursos disponibles para su análisis (Cuadro 4). Para la variable de densidad aparente se extrajeron diez muestras de suelo (Figura 6), utilizando un cilindro metálico de 7.5 cm de altura por 6.5 cm de diámetro. Mientras que, para el resto de las variables del suelo, se utilizó una pala espadón T-2000, puño "Y" marca Truper ® para la recolección de diez muestras compuestas de suelo a una profundidad de 0-5 cm. Cada muestra compuesta se conformó de cuatro submuestras cada una, sumando aproximadamente 1 kg de suelo por muestra. El muestreo fue aleatorio dentro y fuera del área de recuperación (5 muestras para cada condición).

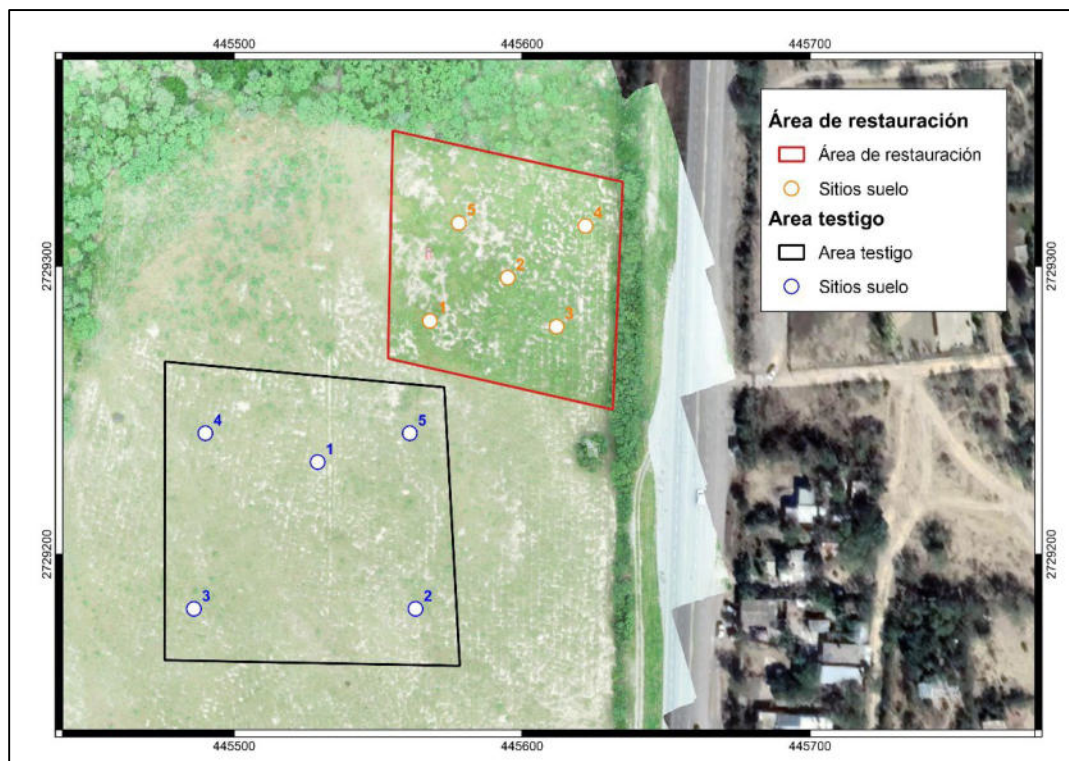


Figura 6. Ubicación sitios de muestreo de suelos en el área de vegetación recuperada del MET y el área testigo.

Las muestras ($n = 5$) se analizaron en el laboratorio de Suelos y Nutrición de Bosques de la Facultad de Ciencias Forestales, UANL para la obtención de cinco variables (Cuadro 4).

Cuadro 4. Métodos de muestreo utilizados para la caracterización del suelo en el área de estudio.

Variable	Unidades	Método
Densidad aparente	g cm^{-3}	Método del cilindro (Blake y Hartge, 1986; Campbell y Henshall, 1991)
Materia orgánica	%	Walkley/Black modificado por Woerner (1989)
Conductividad eléctrica	$\mu\text{S cm}^{-1}$	Determinación rápida en suspensión suelo - agua 1:5 (Woerner, 1989)
pH	Sin unidades	Método AS-23 de la NOM-021-RECNAT-2000 (SEMARNAT, 2002) / pH/conductivímetro marca Corning, modelo 542
Resistencia mecánica a la penetración	Mpa	Penetrómetro (tipo Yamanaka, 22110 Orion, MKK Co, Japan)
Textura	Clases texturales	Al tacto (Schlichting y Blume, 1966)

Para probar el efecto del hidrogel en la supervivencia de los individuos de las 11 especies plantadas en su conjunto se realizó una prueba de T pareada, recomendable para mediciones de un mismo individuo en diferentes tiempos. Debido a que la variable fue registrada de manera binaria (0 = muerto; 1 = vivo) y sólo se contó con el porcentaje de supervivencia por especie.

Las variables de cobertura y altura de las especies plantadas se sometieron a las pruebas estadísticas de Kolmogorov-Smirnov, Shapiro Wilk y Levene (Steel y Torrie, 1985). Los resultados demostraron que los datos no se distribuyeron normalmente. Por lo que, para analizar al efecto del hidrogel en ambas variables (2 niveles) se utilizó la prueba no paramétrica de U Mann-Whitney (Ott & Longnecker, 2015) para detectar diferencias significativas entre las especies de plantación. En cuanto al efecto de las distancias en ambas variables (4 niveles) se utilizó la prueba no paramétrica de Kruskal Wallis (Ott & Longnecker, 2015) para detectar diferencias significativas en las variables de respuesta (altura y cobertura) entre las especies plantadas. Cuando hubo diferencias significativas entre tratamientos para cada variable ($p < 0.05$), se utilizó la prueba post – hoc de Dunn – Bonferroni, que presenta las comparaciones por pares de las variables.

Para comprobar diferencias significativas en la producción de biomasa foliar entre el área de recuperación y área testigo, los datos registrados por especie se sometieron a las pruebas estadísticas de Kolmogorov-Smirnov (con la correlación Lilliefors) y Shapiro-Wilk. Los resultados demostraron que los datos se distribuyeron normalmente, por lo que se realizó una prueba de *t de Student*, para la comparación de medias entre dos grupos independientes.

En cuanto a suelos, para probar los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas de las variables densidad aparente, materia orgánica, conductividad eléctrica, potencial de hidrogeno y resistencia mecánica a la penetración, del área de recuperación y área testigo, los datos se sometieron a las pruebas estadísticas de Kolmogorov-Smirnov (con la correlación Lilliefors) y Shapiro-Wilk. Los resultados demostraron que todos los datos, a excepción de la resistencia mecánica a la penetración, se distribuyeron normalmente, por lo que se utilizó la prueba de *t de Student* para detectar diferencias significativas entre ambas áreas. Por otro lado, la variable de resistencia mecánica a la penetración no mostró una distribución normal en sus datos por lo que se utilizó la prueba no paramétrica de U Mann Whitney para detectar diferencias significativas entre las áreas. Aunado a ello se interpretaron los resultados de las variables analizadas con las

clasificaciones de la NOM-021-SEMARNAT-2000, con excepción de la resistencia mecánica a la penetración, la cual no se indica en dicha norma.

En todos los análisis estadísticos se utilizó el paquete computacional Statistical Package for the Social Sciences (SPSS) versión 25.0 para Windows, SPSS Inc, Chicago, IL, USA.

Resultados

El periodo de emergencia de las plántulas en vivero fue de 8 a 15 días. Una vez plantadas, la supervivencia media de los individuos en el área de restauración fue de 93.75% (± 7.40), equivalente a una abundancia de 471 N ha⁻¹ (Figura 7). Se registró 100% de supervivencia en seis de las once especies, siendo *Prosopis glandulosa* la que presentó la mayor mortalidad con un 18.75%.

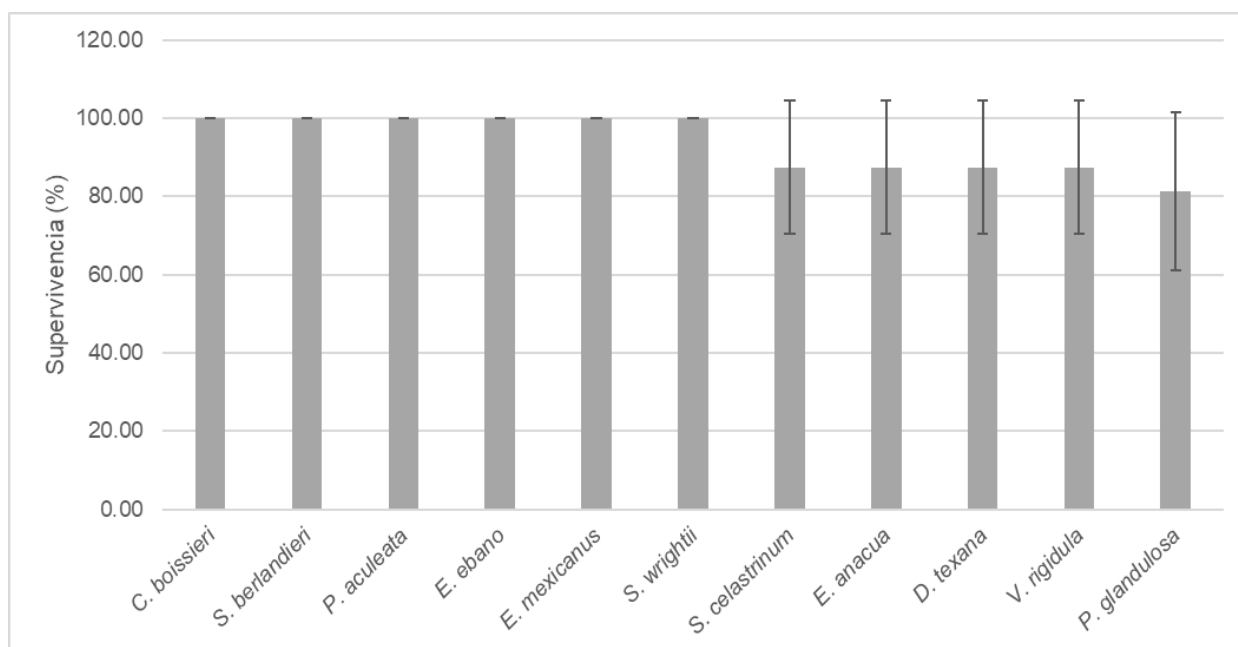


Figura 7. Porcentaje de supervivencia por especie a un año de plantación y su desviación estándar.

El uso del hidrogel no produjo diferencias significativas en la sobrevivencia de las especies de manera general ($p = 0.749$), así como tampoco de manera particular para alguna de las especies (Cuadro 5).

Cuadro 5. Supervivencia de plántulas nativas con y sin hidrogel, a un año de plantación.

Nombre científico	%SCH	%SSH
<i>Cordia boissieri</i>	100.00	100.00
<i>Diospyros texana</i>	87.50	87.50
<i>Ebenopsis ebano</i>	100.00	100.00
<i>Ehretia anacua</i>	87.50	87.50
<i>Erythrostemon mexicanus</i>	100.00	100.00
<i>Parkinsonia aculeata</i>	100.00	100.00
<i>Prosopis glandulosa</i>	75.00	87.50
<i>Senegalia berlandieri</i>	100.00	100.00
<i>Senegalia wrightii</i>	100.00	100.00
<i>Sideroxylon celastrinum</i>	100.00	75.00
<i>Vachellia rigidula</i>	75.00	100.00
Promedio ± d.e.	93.18 ± 10.25	94.32 ± 8.59

%SCH = Porcentaje de supervivencia con hidrogel; %SSH = Porcentaje de supervivencia sin hidrogel.

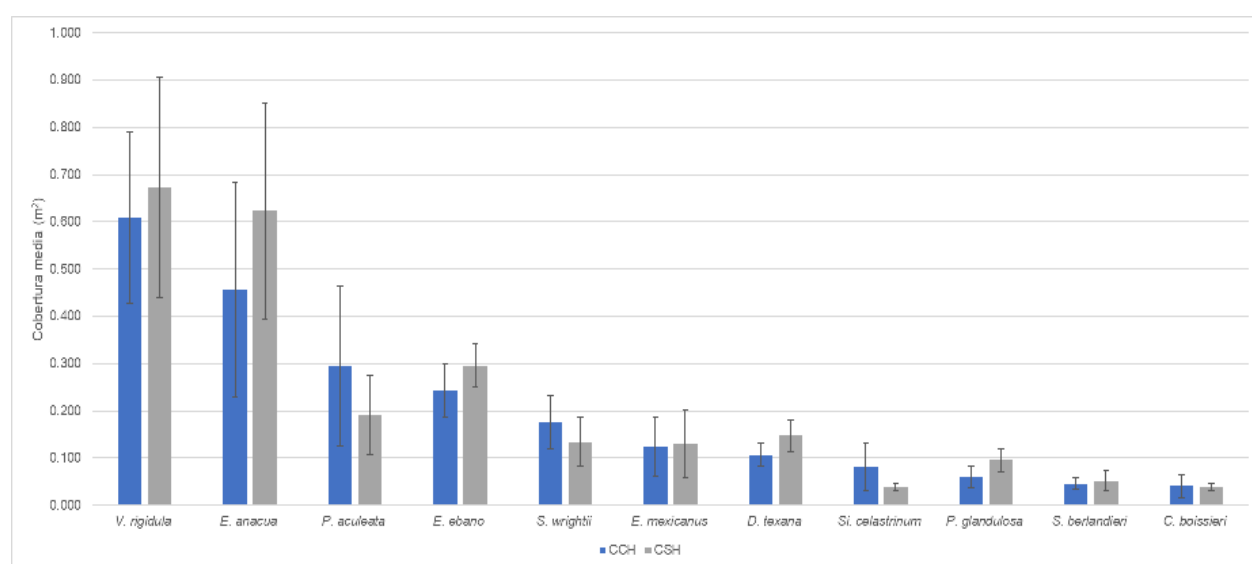
Los diferentes distanciamientos entre plantas tampoco tuvieron un efecto en la sobrevivencia de las especies ($p = 0.749$) (Cuadro 6).

Cuadro 6. Porcentaje de supervivencia de individuos plantados a distancias de 2, 3, 4 y 5 metros, a un año de plantación.

Nombre científico	%S2	%S3	%S4	%S5
<i>Cordia boissieri</i>	100.00	100.00	100.00	100.00
<i>Diospyros texana</i>	100.00	100.00	100.00	50.00
<i>Ebenopsis ebano</i>	100.00	100.00	100.00	100.00
<i>Ehretia anacua</i>	100.00	75.00	100.00	75.00
<i>Erythrostemon mexicanus</i>	100.00	100.00	100.00	100.00
<i>Parkinsonia aculeata</i>	100.00	100.00	100.00	100.00
<i>Prosopis glandulosa</i>	75.00	100.00	100.00	50.00
<i>Senegalia berlandieri</i>	100.00	100.00	100.00	100.00
<i>Senegalia wrightii</i>	100.00	100.00	100.00	100.00
<i>Sideroxylon celastrinum</i>	100.00	100.00	75.00	75.00
<i>Vachellia rigidula</i>	100.00	75.00	75.00	100.00
Promedio ± d.e.	97.73 ± 7.54	95.45 ± 10.11	95.45 ± 10.11	86.36 ± 20.50

%S2 = Porcentaje de supervivencia a distancia de 2 metros; %S3 = Porcentaje de supervivencia a distancia de 3 metros %S4 = Porcentaje de supervivencia a distancia de 4 metros %S5 = Porcentaje de supervivencia a distancia de 5 metros;

La cobertura de copa total del área plantada en el área de restauración a un año fue de 34.33 m² equivalente a 98.08 m² ha⁻¹. Aunque la cobertura media de todas las especies fue menor con hidrogel (0.203 m²) en comparación sin hidrogel (0.219 m²), estadísticamente son iguales ($p = 0.368$) (Figura 8; Cuadro 7). Entre especies tampoco se encontraron diferencias significativas de las coberturas con el uso de hidrogel a un año de plantación.



CCH = Cobertura de copa promedio (m²) de plántulas vivas con hidrogel en un año; **CSH** = Cobertura de copa promedio (m²) de plántulas vivas sin hidrogel en un año.

Figura 8. Cobertura de copa promedio por especie (m²) de plántulas nativas con y sin hidrogel, a un año de plantación y el error típico.

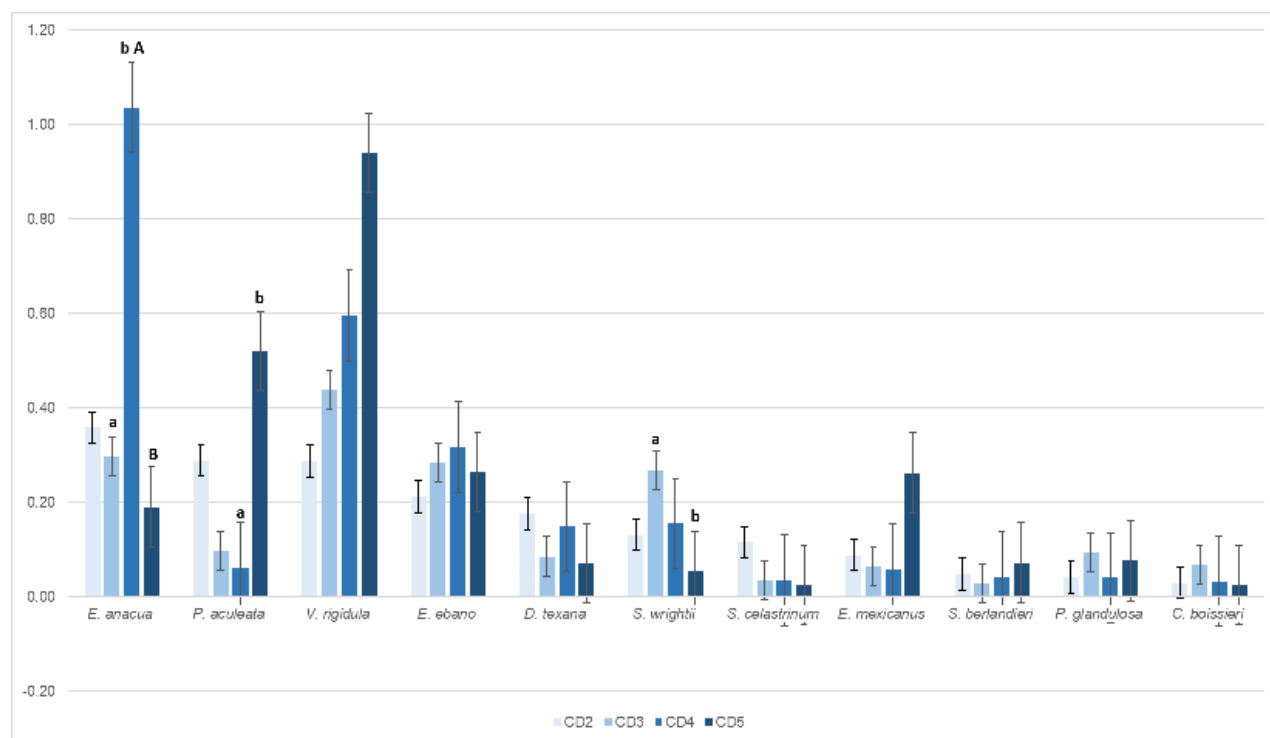
Cuadro 7. Cobertura de copa promedio por especie (m²) de plántulas nativas con y sin hidrogel, a un año de plantación y su desviación estándar (d.e.).

Nombre científico	CCH	CSH
<i>Cordia boissieri</i>	0.041	0.038
<i>Diospyros texana</i>	0.107	0.147
<i>Ebenopsis ebano</i>	0.243	0.296
<i>Ehretia anacua</i>	0.455	0.623
<i>Erythrostemon mexicanus</i>	0.124	0.129

Nombre científico	CCH	CSH
<i>Parkinsonia aculeata</i>	0.295	0.190
<i>Prosopis glandulosa</i>	0.059	0.096
<i>Senegalia berlandieri</i>	0.045	0.052
<i>Senegalia wrightii</i>	0.175	0.134
<i>Sideroxylon celastrinum</i>	0.082	0.039
<i>Vachellia rigidula</i>	0.609	0.674
Promedio $\pm$ d.e.	0.203 $\pm$ 0.185	0.219 $\pm$ 0.225

CCH = Cobertura de copa promedio (m²) de plántulas vivas con hidrogel en un año; **CSH** = Cobertura de copa promedio (m²) de plántulas vivas sin hidrogel en un año.

Al igual que el uso del hidrogel, de manera general el distanciamiento entre plantas no es significativo ($p = 0.839$) para la cobertura de copa de las especies a un año (Cuadro 8). Aparentemente, para las especies *Ehretia anacua*, *Parkinsonia aculeata*, *Vachellia rigidula*, *Erythrostemon mexicanus* y *Senegalia berlandieri*, a mayor distancia entre individuos (4 y 5 metros) se presentan mayores coberturas de copa. Sin embargo, solamente se encontraron diferencias significativas para *Ehretia anacua* entre los grupos de distanciamiento de 3 y 4 metros ($p = 0.046$); y entre 4 y 5 metros ($p = 0.016$). Así como para *Parkinsonia aculeata* entre los grupos de distanciamiento de 4 y 5 metros ($p = 0.26$). Caso contrario para las especies *Cordia boissieri*, *Diospyros texana*, *Senegalia wrightii*, *Sideroxylon celastrinum* y *Prosopis glandulosa* para las cuales aparentemente la cobertura disminuye a mayor distanciamiento (Figura 9). Esto fue solamente cierto para *Senegalia wrightii* entre los grupos de distanciamiento de 2 y 5 metros ($p = 0.037$).



CD2 = Cobertura de copa promedio (m²) a distancia de 2 metros; **CD3** = Cobertura de copa promedio (m²) a distancia de 3 metros; **CD4** = Cobertura de copa promedio (m²) a distancia de 4 metros; **CD5** = Cobertura de copa promedio (m²) a distancia de 5 metros.

Figura 9. Cobertura de copa promedio por especie (m²) a distancias de 2, 3, 4 y 5 metros, a un año de plantación. Letras diferentes en las especies indican diferencias significativas ($p \leq 0.5$).

Cuadro 8. Cobertura promedio de copa (n=4) por especie (m²) en distancias de plantación de 2, 3, 4 y 5 metros, a un año de la plantación. Letras diferentes en las especies indican diferencias significativas ($p \leq 0.5$).

Nombre científico	CD2	CD3	CD4	CD5
<i>Cordia boissieri</i>	0.030	0.067	0.033	0.026
<i>Diospyros texana</i>	0.176	0.086	0.149	0.071
<i>Ebenopsis ebano</i>	0.213	0.284	0.317	0.265
<i>Ehretia anacua</i>	0.359	0.299 ^a	1.037 ^{bA}	0.191 ^B
<i>Erythrostemon mexicanus</i>	0.089	0.064	0.058	0.263
<i>Parkinsonia aculeata</i>	0.289	0.097	0.063 ^a	0.521 ^b
<i>Prosopis glandulosa</i>	0.043	0.095	0.041	0.077
<i>Senegalia berlandieri</i>	0.049	0.029	0.043	0.073
<i>Senegalia wrightii</i>	0.132 ^a	0.268	0.156	0.056 ^b
<i>Sideroxylon celastrinum</i>	0.116	0.035	0.036	0.026

Nombre científico	CD2	CD3	CD4	CD5
<i>Vachellia rigidula</i>	0.287	0.438	0.596	0.941
Promedio $\pm$ d.e.	0.162 $\pm$ 0.112	0.160 $\pm$ 0.137	0.230 $\pm$ 0.318	0.228 $\pm$ 0.279

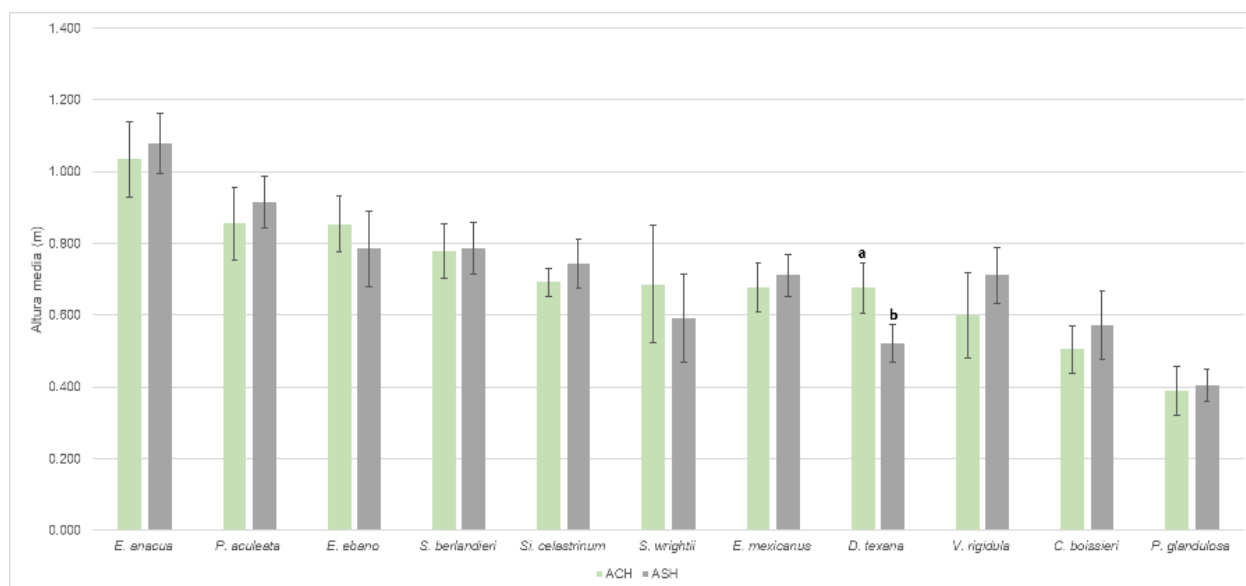
CD2 = Cobertura de copa promedio a distancia de 2 metros; **CD3** = Cobertura de copa promedio a distancia de 3 metros; **CD4** = Cobertura de copa promedio a distancia de 4 metros; **CD5** = Cobertura de copa promedio a distancia de 5 metros.

La altura promedio de los individuos en el área reforestada a un año fue de 0.67 m ($\pm$ 0.16). Se observa que no hubo diferencias significativas ($p = 0.469$) por el uso del hidrogel tanto de manera general, como entre especies (Figura 10; Cuadro 9). Excepto, *Diospyros texana*, cuya altura media se ve significativamente afectada por el uso del hidrogel ($p = 0.037$). De igual manera, los parámetros de altura no son significativamente afectados ($p = 0.839$) con respecto al distanciamiento entre plantas tanto de manera general como entre especies (Figura 11; Cuadro 10).

Cuadro 9. Altura promedio por especie (m) de los individuos plantados con y sin hidrogel, a un año de plantación. Letras diferentes en la especie indica diferencia significativa ($p \leq 0.5$).

Nombre científico	ACH	ASH
<i>Cordia boissieri</i>	0.505	0.571
<i>Diospyros texana</i>	0.677 ^a	0.521 ^b
<i>Ebenopsis ebano</i>	1.036	1.080
<i>Ehretia anacua</i>	0.854	0.785
<i>Erythrostemon mexicanus</i>	0.679	0.711
<i>Parkinsonia aculeata</i>	0.855	0.915
<i>Prosopis glandulosa</i>	0.390	0.406
<i>Senegalia berlandieri</i>	0.778	0.786
<i>Senegalia wrightii</i>	0.686	0.591
<i>Sideroxylon celastrinum</i>	0.693	0.743
<i>Vachellia rigidula</i>	0.598	0.713
Promedio $\pm$ d.e.	0.705 $\pm$ 0.177	0.711 $\pm$ 0.188

ACH = Altura promedio (m) de plántulas vivas con hidrogel en un año; **ASH** = Altura promedio (m) de plántulas vivas sin hidrogel en un año.



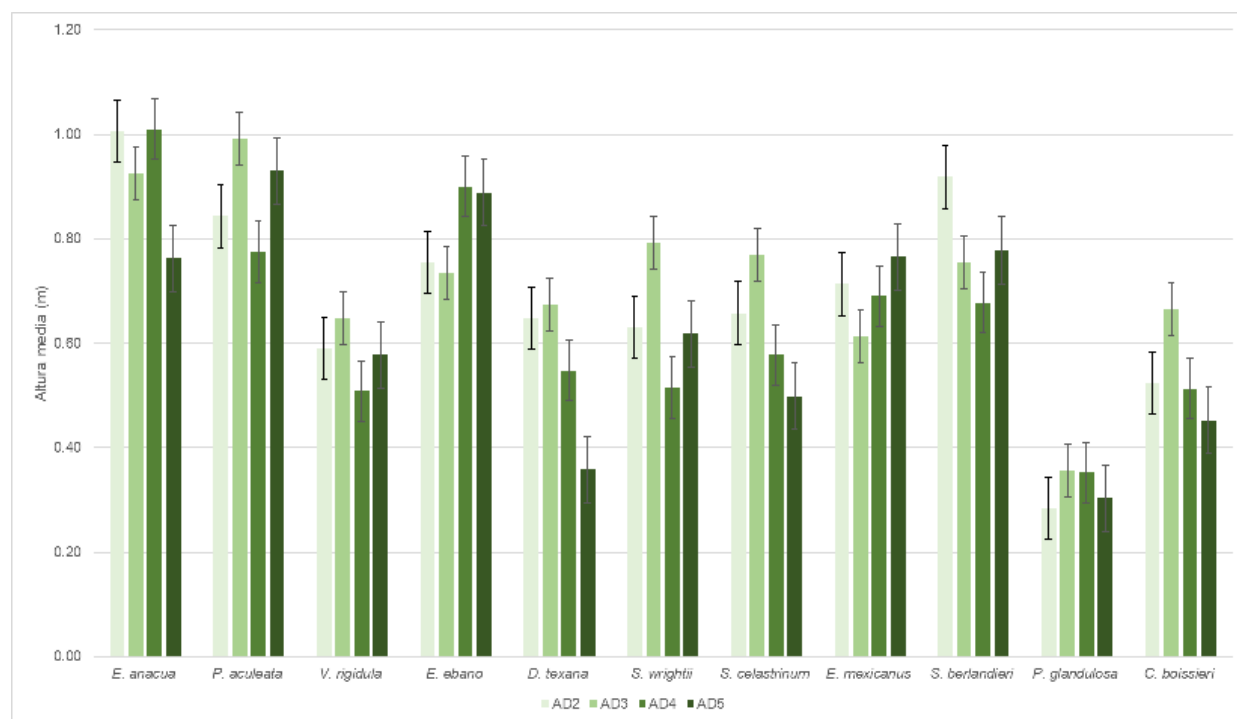
ACH = Altura promedio (m) de plántulas vivas con hidrogel en un año; **ASH** = Altura promedio (m) de plántulas vivas sin hidrogel en un año.

Figura 10. Altura promedio por especie (m) de los individuos plantados con y sin hidrogel, a un año de plantación. Letras diferentes en la especie indica diferencia significativa ($p \leq 0.5$).

Cuadro 10. Altura promedio ($\pm$ d.e) por especie (m) a distancias de plantación de 2, 3, 4 y 5 metros, a un año de la plantación.

Nombre científico	AD2	AD3	AD4	AD5
<i>Cordia boissieri</i>	0.523	0.665	0.513	0.453
<i>Diospyros texana</i>	0.648	0.675	0.548	0.358
<i>Ebenopsis ebano</i>	0.755	0.735	0.900	0.888
<i>Ehretia anacua</i>	1.005	0.925	1.010	0.763
<i>Erythrostemon mexicanus</i>	0.713	0.613	0.690	0.765
<i>Parkinsonia aculeata</i>	0.843	0.993	0.775	0.93
<i>Prosopis glandulosa</i>	0.285	0.355	0.353	0.303
<i>Senegalia berlandieri</i>	0.918	0.755	0.678	0.778
<i>Senegalia wrightii</i>	0.63	0.793	0.515	0.618
<i>Sideroxylon celastrinum</i>	0.658	0.768	0.578	0.498
<i>Vachellia rigidula</i>	0.598	0.648	0.508	0.578
Promedio $\pm$ d.e.	0.688 $\pm$ 0.197	0.720 $\pm$ 0.167	0.643 $\pm$ 0.192	0.630 $\pm$ 0.211

AD2 = Altura promedio (m) a distancia de 2 metros; **AD3** = Altura promedio (m) a distancia de 3 metros; **AD4** = Altura promedio (m) a distancia de 4 metros; **AD5** = Altura promedio (m) a distancia de 5 metros



AD2 = Altura promedio (m) a distancia de 2 metros; **AD3** = Altura promedio (m) a distancia de 3 metros; **AD4** = Altura promedio (m) a distancia de 4 metros; **AD5** = Altura promedio (m) a distancia de 5 metros.

Figura 11. Altura promedio ($\pm$ d.e) por especie (m) a distancias de plantación de 2, 3, 4 y 5 metros, a un año de la plantación.

Tanto las alturas como las coberturas de copa fueron variables para cada especie en las ocho evaluaciones durante el primer año de crecimiento. Se observó una tendencia de decrecimiento tras agosto del 2021 y una recuperación tras enero del 2022 (Figuras 12 y 13).

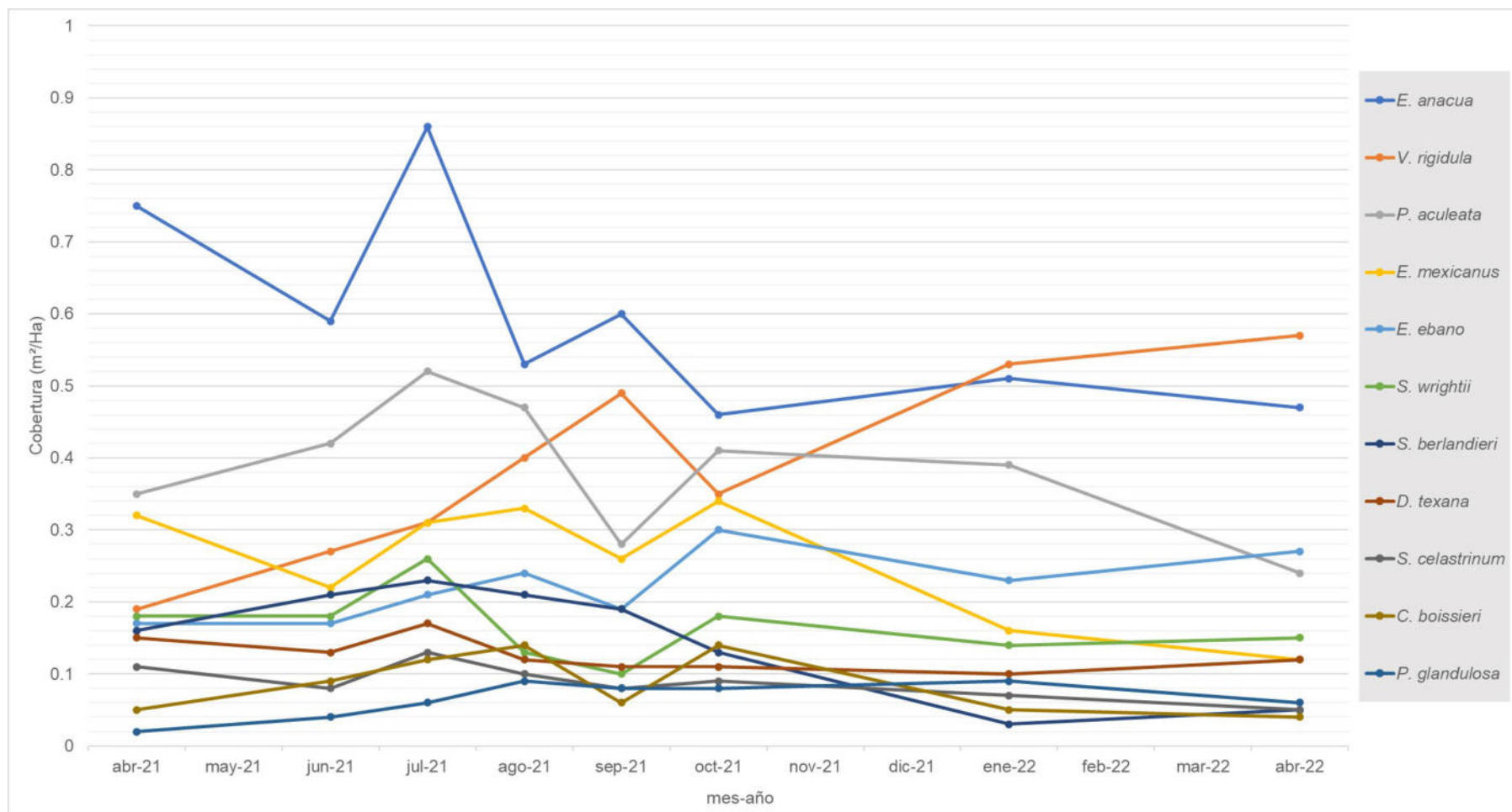


Figura 12. Crecimiento y decrecimiento de coberturas de copa promedio (m²) por especie a lo largo de un año de evaluación.

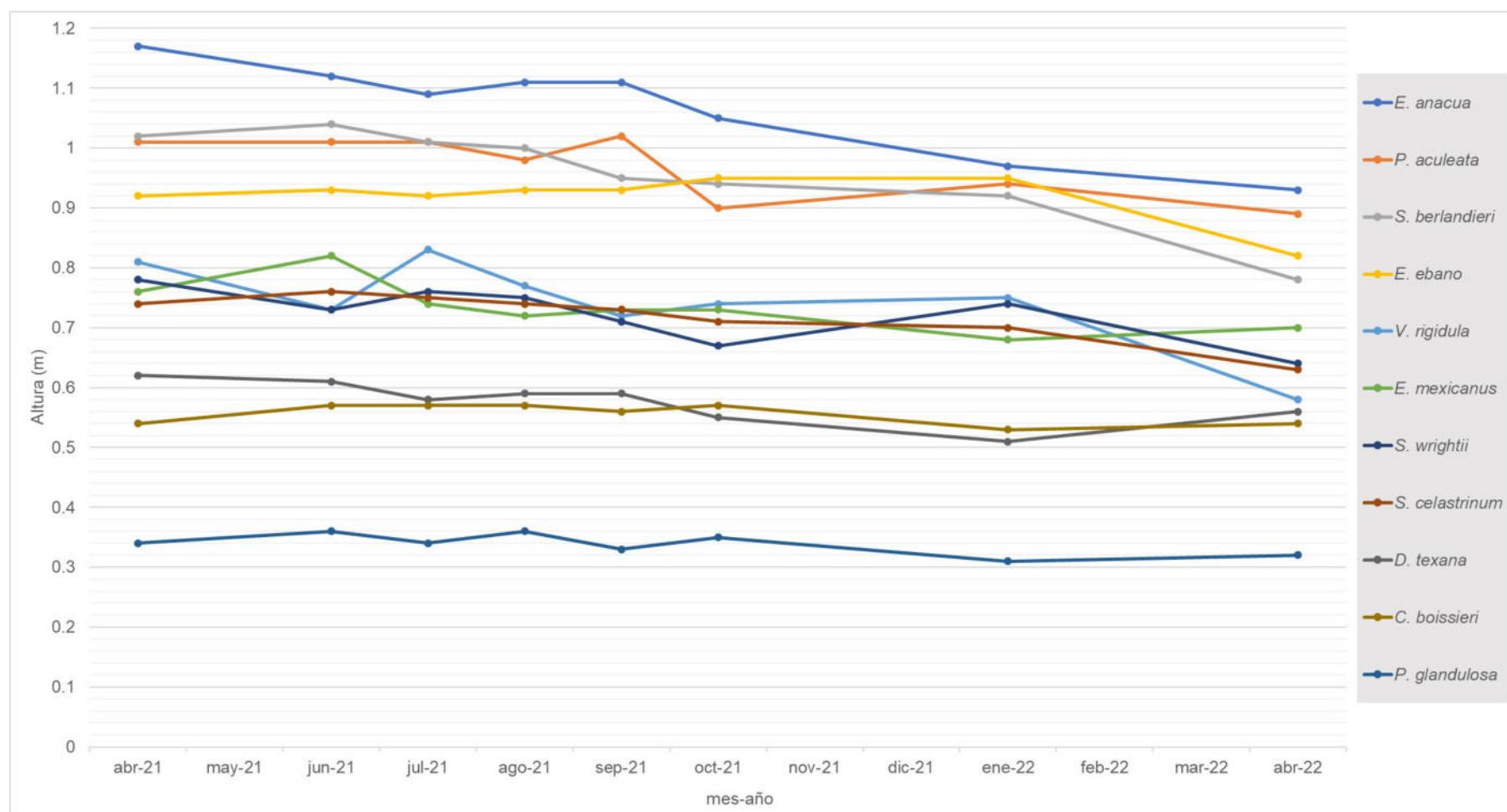


Figura 13. Crecimiento y decrecimiento de altura (m) por especie a lo largo de un año de evaluación.

En cuanto a las condiciones experimentales establecidas, estas también fueron variables durante las ocho evaluaciones del estudio durante el primer año. Los resultados mostraron que no hay diferencia en crecimiento de altura ($p = 0.679$), ni en crecimiento de la cobertura de copa ($p = 0.741$) con respecto al distanciamiento (Cuadros 11 y 13). Igualmente, el uso del hidrogel no produjo diferencias en crecimiento de altura ($p = 0.858$), ni en el crecimiento de las copas ($p = 0.598$) (Cuadros 12 y 14).

Cuadro 13. Crecimiento de cobertura de copa promedio por especie (m^2) de abril del 2021 a abril del 2022, a distancias de 2, 3, 4 y 5 metros.

Nombre científico	CD2	CD3	CD4	CD5
<i>Cordia boissieri</i>	-0.02	0.025	-0.014	-0.03
<i>Diospyros texana</i>	0.034	-0.035	-0.007	-0.105
<i>Ebenopsis ebano</i>	0.064	0.079	0.189	0.085
<i>Ehretia anacua</i>	-0.196	-0.614	0.11	-0.407
<i>Erythrostemon mexicanus</i>	-0.215	-0.299	-0.273	-0.006
<i>Parkinsonia aculeata</i>	-0.036	-0.288	-0.372	0.247
<i>Prosopis glandulosa</i>	0.025	0.074	0.028	0.053
<i>Senegalia berlandieri</i>	-0.127	-0.136	-0.105	-0.08
<i>Senegalia wrightii</i>	-0.091	0.122	-0.034	-0.116
<i>Sideroxylon celastrinum</i>	0.053	-0.079	-0.128	-0.062
<i>Vachellia rigidula</i>	0.129	0.299	0.377	0.692
Promedio $\pm$ d.e.	-0.035 $\pm$ 0.111	-0.078 $\pm$ 0.250	-0.021 $\pm$ 0.207	0.025 $\pm$ 0.273

CD2 = cobertura de copa promedio (m^2) a distancia de 2 metros; **CD3** = cobertura de copa promedio (m^2) a distancia de 3 metros;

CD4 = cobertura de copa promedio (m^2) a distancia de 4 metros; **CD5** = cobertura de copa promedio (m^2) a distancia de 5 metros.

Cuadro 14. Crecimiento de cobertura de copa promedio por especie (m^2) de abril del 2021 a abril del 2022, con y sin hidrogel.

Nombre científico	CCH	CSH
<i>Cordia boissieri</i>	-0.011	-0.008
<i>Diospyros texana</i>	-0.003	-0.011
<i>Ebenopsis ebano</i>	0.081	0.128
<i>Ehretia anacua</i>	-0.457	-0.042
<i>Erythrostemon mexicanus</i>	-0.18	-0.197

<i>Parkinsonia aculeata</i>	-0.153	-0.071
<i>Prosopis glandulosa</i>	0.043	0.071
<i>Senegalia berlandieri</i>	-0.085	-0.140
<i>Senegalia wrightii</i>	-0.016	-0.043
<i>Sideroxylon celastrinum</i>	-0.028	-0.031
<i>Vachellia rigidula</i>	0.435	0.466
Promedio $\pm$ d.e.	-0.034 $\pm$ 0.214	0.011 $\pm$ 0.175

DCCH = Diferencia de cobertura de copa de plántulas vivas con hidrogel en un año; **DCSH** = Diferencia de cobertura de copa de plántulas vivas sin hidrogel en un año

Cuadro 11. Crecimiento de altura promedio por especie (m) a distancias de 2, 3, 4 y 5 metros, a un año de plantación.

Nombre científico	AD2	AD3	AD4	AD5
<i>Cordia boissieri</i>	-0.04	0.02	-0.02	0.048
<i>Diospyros texana</i>	0.025	-0.03	-0.033	-0.21
<i>Ebenopsis ebano</i>	-0.078	-0.283	0.03	-0.055
<i>Ehretia anacua</i>	-0.143	-0.363	-0.195	-0.278
<i>Erythrostemon mexicanus</i>	-0.053	-0.145	-0.043	-0.008
<i>Parkinsonia aculeata</i>	-0.278	0.038	-0.3	0.023
<i>Prosopis glandulosa</i>	-0.08	0.113	0.113	-0.165
<i>Senegalia berlandieri</i>	-0.113	-0.308	-0.243	-0.305
<i>Senegalia wrightii</i>	-0.205	-0.038	-0.23	-0.09
<i>Sideroxylon celastrinum</i>	-0.013	-0.033	-0.23	-0.198
<i>Vachellia rigidula</i>	-0.253	-0.248	-0.278	-0.138
Promedio $\pm$ d.e.	-0.112 $\pm$ 0.098	-0.116 $\pm$ 0.161	-0.130 $\pm$ 0.142	-0.125 $\pm$ 0.119

AD2 = altura promedio (m) a distancia de 2 metros; **AD3** = altura promedio (m) a distancia de 3 metros;

AD4 = altura promedio (m) a distancia de 4 metros; **AD5** = altura promedio (m) a distancia de 5 metros.

Cuadro 12. Crecimiento de altura promedio por especie (m) con y sin hidrogel, a un año de plantación.

Nombre científico	ACH	ASH
<i>Cordia boissieri</i>	-0.048	0.051
<i>Diospyros texana</i>	-0.08	-0.044
<i>Ebenopsis ebano</i>	-0.041	-0.151
<i>Ehretia anacua</i>	-0.253	-0.236

Nombre científico	ACH	ASH
<i>Erythrostemon mexicanus</i>	-0.063	-0.061
<i>Parkinsonia aculeata</i>	-0.146	-0.113
<i>Prosopis glandulosa</i>	-0.02	-0.011
<i>Senegalia berlandieri</i>	-0.259	-0.225
<i>Senegalia wrightii</i>	-0.146	-0.135
<i>Sideroxylon celastrinum</i>	-0.008	-0.229
<i>Vachellia rigidula</i>	-0.329	-0.129
Promedio $\pm$ d.e.	-0.126 $\pm$ 0.110	-0.117 $\pm$ 0.094

DACH = Diferencia de altura de plántulas vivas con hidrogel en un año; **DASH** = Diferencia de altura de copa de plántulas vivas sin hidrogel en un año.

Derivado del censo en el área restaurada para individuos que no fueron plantados, se registraron un total de 16 especies arbóreas y arbustivas en el estrato alto, con una abundancia total de 940 N ha⁻¹, y una cobertura de copa total de 3,579.48 m² ha⁻¹ (Cuadro 15). La especie más importante fue *Vachellia farnesiana* (91.64 %), el resto de las especies del estrato alto representaron menos del 3.78% de importancia cada una. De acuerdo al modelo paramétrico que muestra gráficamente la relación entre la abundancia y las especies ordenadas, la proyección que mejor se ajusta a los resultados es el potencial. Se aprecia que la especie *Vachellia farnesiana* es la más abundante y el resto poco abundantes, lo que determina que la curva sea como una jota invertida (Figura 14). Para este estrato se registró un valor de índice de Shannon de $H' = 0.569$ y de índice de Margalef de DMg= 5.43.

Cuadro 15. Parámetros ecológicos de especies del estrato alto recuperadas en el área de reforestación.

Nombre científico	Nombre común	Ab (Ind.Ha ⁻¹)	Ar %	Dom (m ² .Ha ⁻¹)	Dr%	IVI%
<i>Vachellia farnesiana</i>	Huizache	837	89.06	3,372.21	94.21	91.64
<i>Vachellia rigidula</i>	Gavia	42	4.51	109.28	3.05	3.78
<i>Havardia pallens</i>	Tenaza	16	1.74	20.39	0.57	1.15
<i>Parkinsonia aculeata</i>	Retama	10	1.04	23.90	0.67	0.85
<i>Prosopis glandulosa</i>	Mezquite	5	0.52	5.12	0.14	0.33
<i>Mimosa monancistra</i>	Mimosa	3	0.35	11.05	0.31	0.33

Nombre científico	Nombre común	Ab (Ind.Ha ⁻¹)	Ar %	Dom (m ² .Ha ⁻¹)	Dr%	IVI%
<i>Senegalia wrightii</i>	Uña de gato	3	0.35	10.87	0.30	0.33
<i>Leucophyllum frutescens</i>	Cenizo	5	0.52	2.63	0.07	0.30
<i>Eysenhardtia texana</i>	Vara dulce	3	0.35	6.94	0.19	0.27
<i>Karwinskia humboldtiana</i>	Coyotillo	3	0.35	5.08	0.14	0.24
<i>Gymnosperma glutinosum</i>	Pegajosilla	3	0.35	2.54	0.07	0.21
<i>Forestiera angustifolia</i>	Panalero	2	0.17	4.48	0.13	0.15
<i>Opuntia engelmannii</i>	Nopal cuijo	2	0.17	2.41	0.07	0.12
<i>Condalia hookeri</i>	Brasil	2	0.17	1.97	0.06	0.11
<i>Leucaena leucocephala</i>	Leucaena	2	0.17	0.37	0.01	0.09
<i>Zanthoxylum fagara</i>	Colima	2	0.17	0.24	0.01	0.09
Total		940	100.00	3,579.48	100.00	100.00

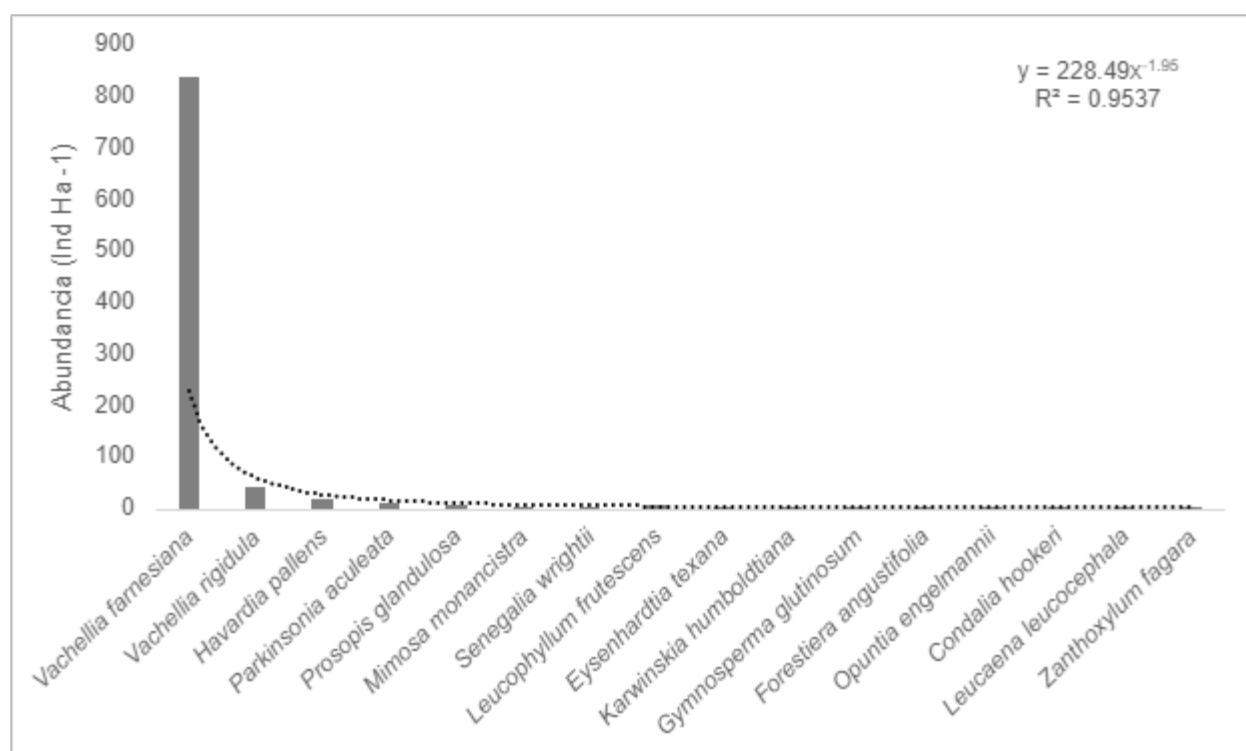


Figura 14. Modelo paramétrico de distribución de abundancia de las especies del estrato alto de individuos no plantados en el área de restauración.

Para el estrato bajo se registraron 10 especies herbáceas, con una abundancia de 7,800 N ha⁻¹ y una cobertura de 2,549.38 m² ha⁻¹. Las especies con mayor IVI fueron *Aristida*

pansa (53.20 %) y *Malvastrum americanum* (41.64 %), el resto de las especies del estrato bajo representaron menos del 2.82% de importancia cada una (Cuadro 16). De acuerdo al modelo paramétrico que muestra gráficamente la relación entre la abundancia y las especies ordenadas, la proyección que mejor se ajusta a los resultados es el potencial. Se aprecia que la especie *Aristida pansa* es la que predomina en abundancia, *Malvastrum americanum* marca un descenso importante en curva de jota invertida, sin embargo, continúa siendo poco abundante al igual que el resto de las especies (Figura 15). Para este estrato se registró un valor de índice de Shannon de $H' = 0.673$ y de índice de Margalef de $DMg = 2.70$.

Cuadro 16. Parámetros ecológicos de especies del estrato bajo recuperadas en el área de restauración.

Nombre científico	Nombre común	Ab (Ind.Ha ⁻¹)	Ar %	Dom (m ² .Ha ⁻¹)	Dr%	IVI%
<i>Aristida pansa</i>	Tres aristas perenne	6,560	84.10	568.67	22.31	53.20
<i>Malvastrum americanum</i>	Taparrabo	580	7.44	1,933.41	75.84	41.64
<i>Cevallia sinuata</i>	Cevallia	320	4.10	39.40	1.55	2.82
<i>Dalea nana</i>	Dalea	160	2.05	3.71	0.15	1.10
<i>Ruellia nudiflora</i>	Hierba de la calentura	80	1.03	0.60	0.02	0.52
<i>Cynodon dactylon</i>	Zacate bermuda	20	0.26	2.39	0.09	0.18
<i>Acalypha radians</i>	Cancerilla	20	0.26	0.70	0.03	0.14
<i>Thymophylla pentachaeta</i>	Limoncillo	20	0.26	0.19	0.01	0.13
<i>Hedeoma drummondii</i>	Poleo	20	0.26	0.18	0.01	0.13
<i>Parthenium fruticosum</i>	Partenio	20	0.26	0.13	0.00	0.13
Total		7,800	100.00	2,549.38	100.00	100.00

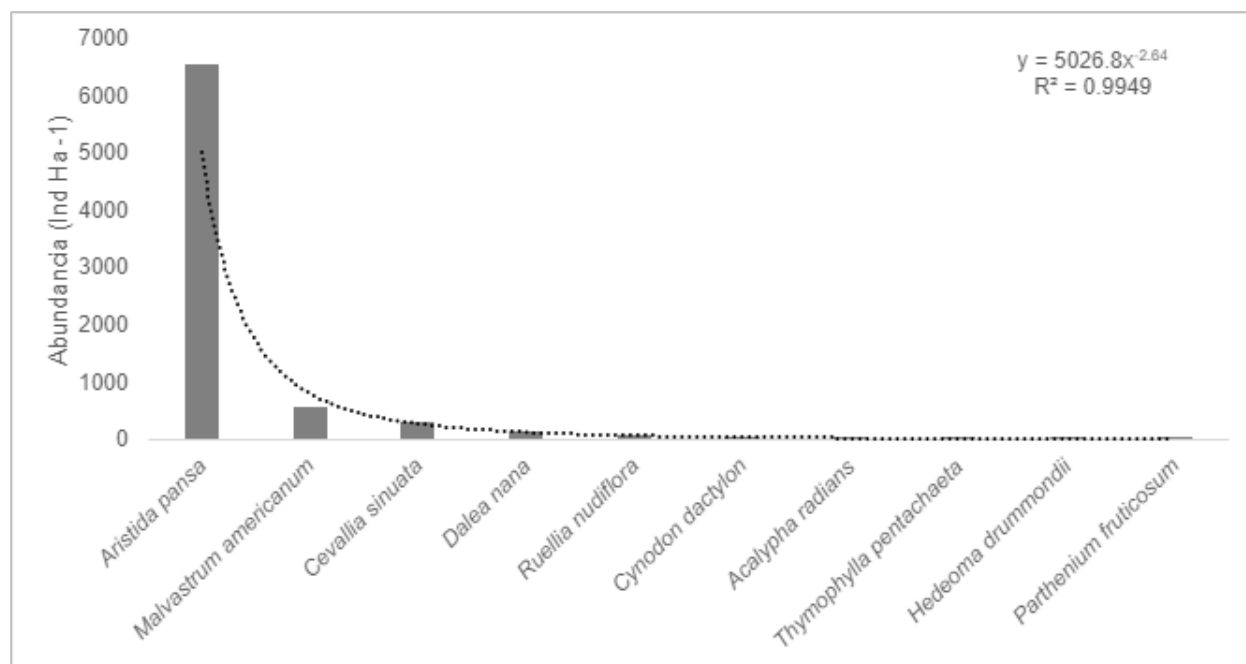


Figura 15. Modelo paramétrico de distribución de abundancia de las especies del estrato bajo de individuos no plantados en el área de restauración.

En cuanto al área testigo se registró un total de 4 especies arbóreas y arbustivas en el estrato alto, con una abundancia total de 2,860 N ha⁻¹, y una cobertura de 4,220.69 m² ha⁻¹ (Cuadro 17). La especie más importante fue *Vachellia farnesiana* (79.62 %), el resto de las especies del estrato alto representaron menos del 11.82% de importancia cada una. De acuerdo al modelo paramétrico la proyección que mejor se ajusta a los resultados es el polinomial. Se aprecia que la especie *Vachellia farnesiana* es la más abundante y el resto poco abundantes, lo que determina que la curva sea como una jota invertida, aún cuando menos pronunciada que las anteriores, debido al menor número de especies registradas en este estrato (Figura 16). Para este estrato se registró un valor de índice de Shannon de $H' = 0.867$ y de índice de Margalef de $DMg = 1.39$.

Cuadro 17. Parámetros ecológicos de especies del estrato alto recuperadas en el área de reforestación.

Nombre científico	Nombre común	Ab (Ind.Ha ⁻¹)	Ar %	Dom (m ² .Ha ⁻¹)	Dr%	IVI%
<i>Vachellia farnesiana</i>	Huizache	1,960	68.53	3,828.47	90.71	79.62
<i>Croton incanus</i>	Croton	500	17.48	260.03	6.16	11.82

Nombre científico	Nombre común	Ab (Ind.Ha ⁻¹)	Ar %	Dom (m ² .Ha ⁻¹)	Dr%	IVI%
<i>Prosopis glandulosa</i>	Mezquite	380	13.29	66.53	1.58	7.43
<i>Vachellia rigidula</i>	Gavia	20	0.70	65.66	1.56	1.13
Total		2,860	100.00	4,220.69	100.00	100.00

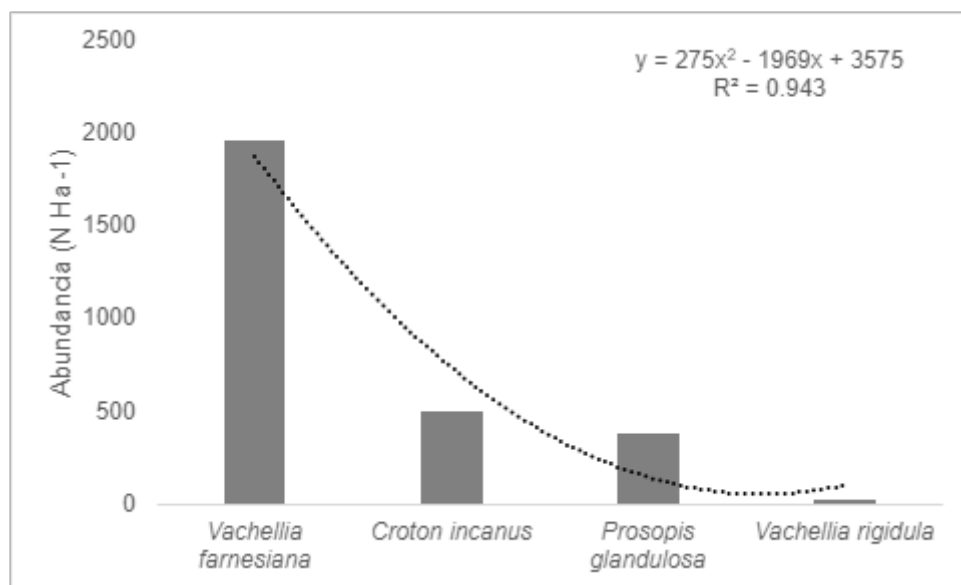


Figura 16. Modelo paramétrico de distribución de abundancia de las especies del estrato alto de individuos en el área testigo.

Para el estrato bajo en el área testigo se registraron 20 especies herbáceas, con una abundancia de 3,060 N ha⁻¹ y una cobertura de 754.32 m² ha⁻¹. Las especies con mayor IVI fueron *Setaria adhaerens* (33.53 %), *Sida abutifolia* (15.90 %) y *Euphorbia prostrata* (9.22 %), el resto de las 17 especies del estrato bajo representaron el 41.35% de importancia (Cuadro 18). De acuerdo al modelo paramétrico que muestra gráficamente la relación entre la abundancia y las especies ordenadas la proyección que mejor se ajusta a los resultados es el potencial. Se aprecia que la especie *Setaria adhaerens* es la que predomina en abundancia, mientras que el resto se distribuye de manera similar hasta las últimas seis especies que se distribuyen con menos del 1% de abundancia relativa (Figura 17). Para este estrato se registró un valor de índice de Shannon de $H' = 2.19$ y de índice de Margalef de $DMg = 8.69$.

Cuadro 18. Parámetros ecológicos de especies del estrato bajo en el área testigo.

Nombre científico	Nombre común	Ab (Ind.Ha ⁻¹)	Ar %	Dom (m ² .Ha ⁻¹)	Dr%	IVI%
<i>Setaria adhaerens</i>	Cadillon	1300	42.48	185.41	24.58	33.53
<i>Sida abutifolia</i>	Hierva de la viejita	240	7.84	180.77	23.97	15.90
<i>Euphorbia prostrata</i>	Hierba de la golondrina	260	8.50	74.98	9.94	9.22
<i>Acalypha monostachya</i>	Hierba del cancer	120	3.92	99.68	13.21	8.57
<i>Abutilon hypoleucum</i>	Malva	160	5.23	66.36	8.80	7.01
<i>Indigofera miniata</i>	Chicharo escarlata	100	3.27	41.34	5.48	4.37
<i>Ruellia nudiflora</i>	Hierba de la calentura	200	6.54	5.57	0.74	3.64
<i>Evolvulus alsinoides</i>	Pico de pájaro	40	1.31	40.24	5.33	3.32
<i>Senna lindheimeriana</i>	Sena	140	4.58	5.84	0.77	2.67
<i>Euphorbia hypericifolia</i>	Golondrina	100	3.27	10.05	1.33	2.30
<i>Calyptocarpus vialis</i>	Hierba del caballo	80	2.61	8.76	1.16	1.89
<i>Lepidium virginicum</i>	Lentejilla	80	2.61	4.27	0.57	1.59
<i>Sphaeralcea angustifolia</i>	Hierba del negro	20	0.65	18.85	2.50	1.58
<i>Urtica dioica</i>	Ortiguilla	60	1.96	5.04	0.67	1.31
<i>Verbena canescens</i>	Verbena gris	60	1.96	0.06	0.01	0.98
<i>Cenchrus ciliaris</i>	Zacate buffel	20	0.65	4.70	0.62	0.64
<i>Bouteloua gracilis</i>	Zacate navajita	20	0.65	1.32	0.17	0.41
<i>Diplotaxis muralis</i>	Hierba del Pajaro	20	0.65	0.98	0.13	0.39
<i>Parthenium fruticosum</i>	Partenio	20	0.65	0.07	0.01	0.33
<i>Melinis repens</i>	Pasto carretero	20	0.65	0.01	0.00	0.33
Total		3,060	100.00	754.32	100.00	100.00

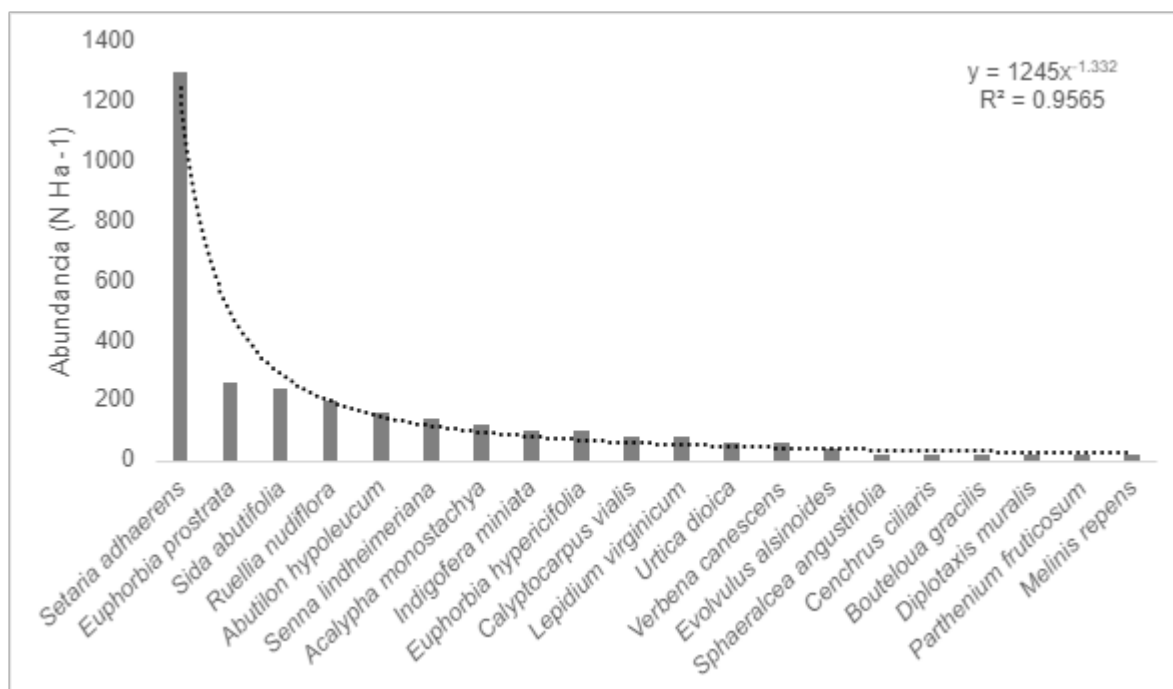


Figura 17. Modelo paramétrico de distribución abundancia de las especies del estrato bajo de individuos en el área testigo.

La producción de biomasa aérea disponible a un año, en el área de restauración, es de 36.34 kg ha⁻¹. Específicamente, los individuos plantados aportaron 5.74 kg ha⁻¹, mientras que el estrato alto de los individuos recuperados naturalmente (no plantados) aportaron 30.61 kg ha⁻¹. La biomasa foliar de los individuos plantados se concentra en *Vachellia rigidula*, *Diospyros texana* y *Ebenopsis ebano*, las cuales aportan al total 45.68%, 12.23% y 11.06% (Figura 18). En contraste con los individuos recuperados naturalmente, el muestreo se concentró en seis especies, de las cuales, *Vachellia farnesiana* concentra el 90.66% de la producción de biomasa foliar (Figura 19).

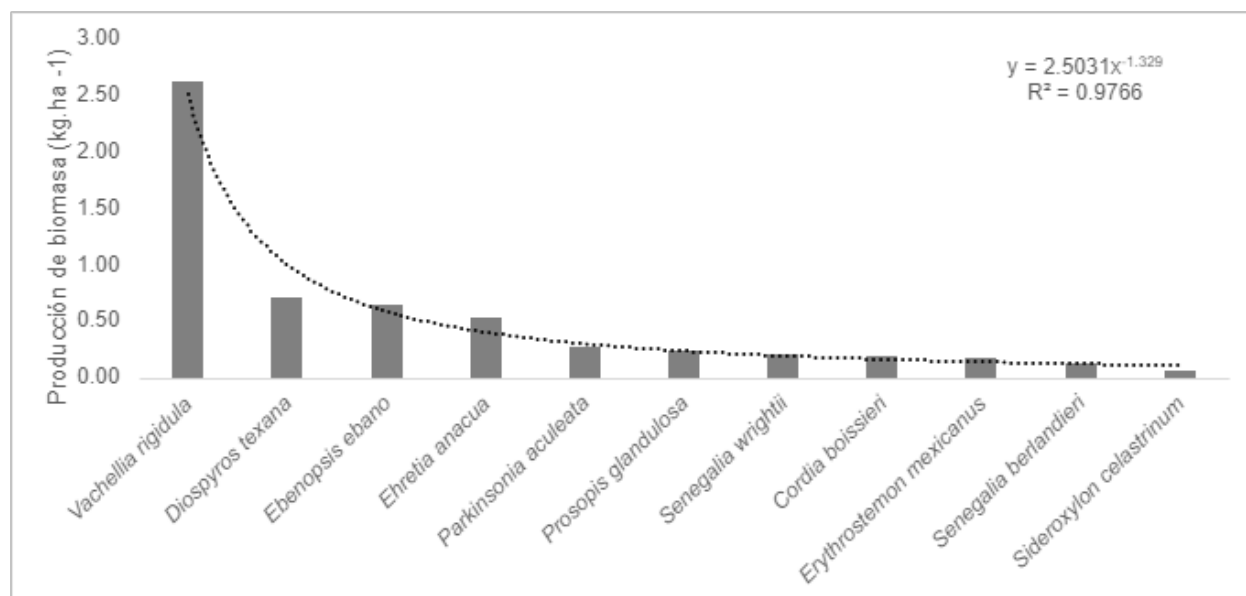


Figura 18. Producción de biomasa foliar (kg ha⁻¹) de los individuos plantados en el área restaurada.

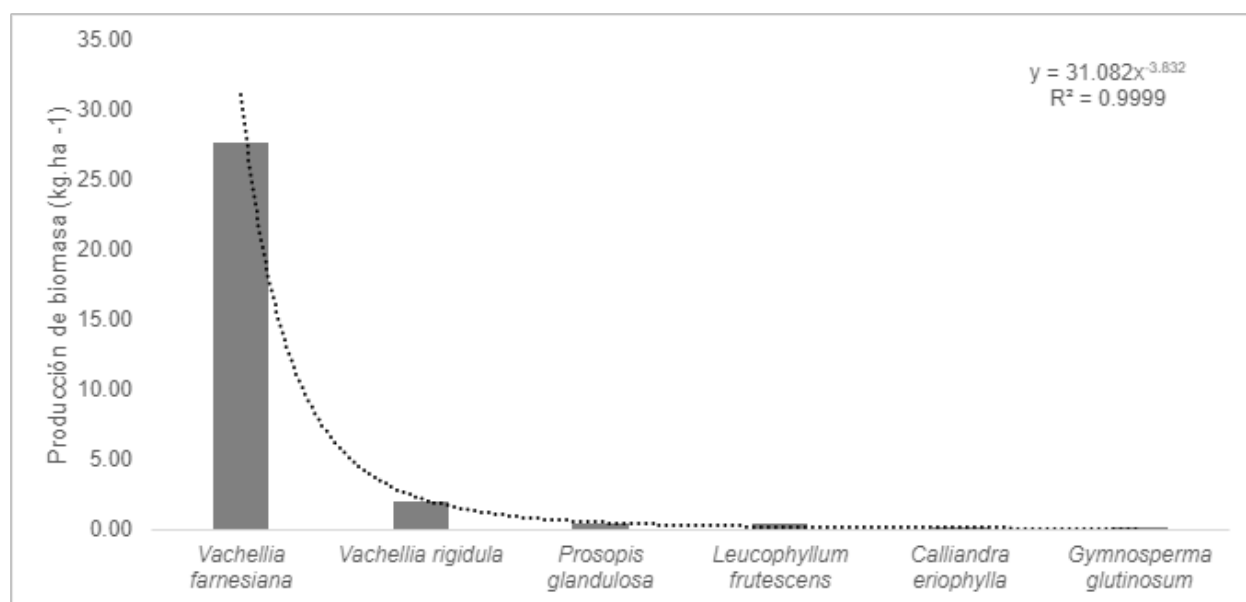


Figura 19. Producción de biomasa foliar (kg ha⁻¹) de los individuos no plantados en el área restaurada.

Las variables de suelo analizadas (densidad aparente, materia orgánica, conductividad eléctrica, pH y resistencia mecánica a la penetración) (Cuadro 19) fueron iguales entre el área a restaurar y el área testigo (Cuadro 20), lo que nos permite eliminar el sesgo que pudieran producir en los resultados, las diferencias en los factores edáficos de ambos sitios.

Cuadro 19. Valores medios ($n = 5$), para las variables evaluadas del suelo en las condiciones de área restaurada y área testigo.

Variable	Condición	Media $\pm$ d.e.	Interpretación NOM-021-SEMARNAT-2000
Densidad aparente (g cm^{-3})	Restauración	0.86 ± 0.03	Orgánico / arcilloso
	Testigo	0.88 ± 0.08	Orgánico / arcilloso
Materia orgánica (%)	Restauración	3.29 ± 0.63	Medio
	Testigo	3.14 ± 0.56	Medio
Conductividad eléctrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	Restauración	96.61 ± 13.99	Efectos despreciables de salinidad
	Testigo	102.64 ± 17.12	Muy ligeramente salino
pH	Restauración	7.758 ± 0.144	Medianamente alcalino
	Testigo	7.577 ± 0.079	Medianamente alcalino
Resistencia mecánica a la penetración (Mpa)	Restauración	270 ± 27	No aplica
	Testigo	300 ± 0	No aplica
Textura	Restauración	franco arcillosa	Cr
	Testigo	franco arcillosa	Cr

Cuadro 20. Comparación de diferencias significativas para las variables evaluadas del suelo entre las condiciones de área restaurada y área testigo.

Variable	Valor de F entre grupos	Prueba de Levene F	Valor de p
Densidad aparente (g cm^{-3})	0.345	6.822	0.573
Materia orgánica (%)	0.320	0.024	0.579
Conductividad eléctrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	0.372	0.221	0.559
pH	0.00	0.574	0.990
Variable	Valor de U Mann Whitney	Valor de Z	Valor de p
Resistencia mecánica a la penetración (Mpa)	5.0	-1.964	0.329

Discusión

Los resultados muestran una supervivencia alta de las especies plantadas a un año, en especial en comparación con reforestaciones masivas del MET como lo reportaron Mata-Balderas et al. (2022) con un 28.70% de supervivencia en una plantación de 12,596 individuos de 15 especies nativas del MET. Mientras que Patiño-Flores et al (2022), reportan un 49.04% de supervivencia a dos años, para una reforestación de 4 especies (*Cordia boissieri*, *Leucophyllum frutescens*, *Caesalpinia mexicana* y *Eysenhardtia texana*) con una densidad de plantación de 4,444 N ha⁻¹ (Patiño et al., 2022). Algunos aspectos que deben considerarse al hacer estas comparaciones es que la densidad de plantación para el presente estudio fue menor (502 N ha⁻¹). Así mismo, la altura media de plantación fue de 0.67 m, en comparación con 0.30 m de Mata-Balderas et al. (2022) y de 1.45 m de Patiño-Flores et al. (2022). Es debatible si la cantidad de recursos económicos y de tiempo son mejor empleados en proyectos pequeños con mejores resultados de supervivencia, que en proyectos masivos con alta tasa de mortalidad. Para contar con conclusiones más determinantes es importante continuar con la evaluación del área, por lo menos a un periodo de 5 años, que es lo recomendable de seguimiento a un proyecto de restauración ecológica (Aguilar-Garavito & Ramírez, 2015; Mola et al., 2018; WWF-Chile, 2021).

A un año de plantación, en el área de restauración se muestra que la especie con mayor mortalidad es *Prosopis glandulosa*, con una supervivencia del 81.25%. Esta especie no se ha reportado como las de mayor mortalidad en el MET (Jurado et al., 2006; Mata-Balderas et al., 2022), sin embargo, los bajos contenidos de taninos y alta concentración de proteína y fibras la hacen atractiva para el consumo de los pequeños rumiantes, domésticos y silvestres (Domínguez et al., 2012). Específicamente para esta especie, Sosa-Pérez et al. (2021) reportaron valores de supervivencia media de 60.73% para *Prosopis glandulosa* bajo cuatro dosis de hidrogel (3 g, 6 g, 9 g y 10 g en seco) a un año de plantación en tres áreas diferentes de Chihuahua, región con condiciones de climas secos templado a semicálido. Se encontró que las diferentes concentraciones de hidrogel no fueron significativamente importantes para todas las localidades, aunque tampoco hubo diferencias significativas en la humedad del suelo. En el presente estudio, aunque

se llevaron a cabo tres riegos de manera inicial en los individuos plantados, el periodo de evaluación fue particularmente seco. De acuerdo a la estación climatológica más cercana (Meteostat, 2023), ningún mes superó el promedio máximo de precipitaciones en la región de 170 mm, registrándose el máximo en julio con 104 mm (Figura 20), sin embargo, también es uno de los meses con mayor temperatura. Particularmente, los meses de agosto y septiembre del 2021 fueron atípicos con poca lluvia y altas temperaturas, alcanzándose temperaturas máximas de 42°C. Se ha reportado que la efectividad del hidrogel puede ser nulo en zonas áridas, en especial ante periodos de extrema sequía (Sloan, 1994; Pérez et al., 2022) e igualmente en zonas donde la humedad es suficiente y constante durante el establecimiento de los individuos plantados. Por lo que, el clima pudo ser un factor determinante para que el hidrogel no mantuviera la suficiente humedad para cumplir con su función en todas las especies.

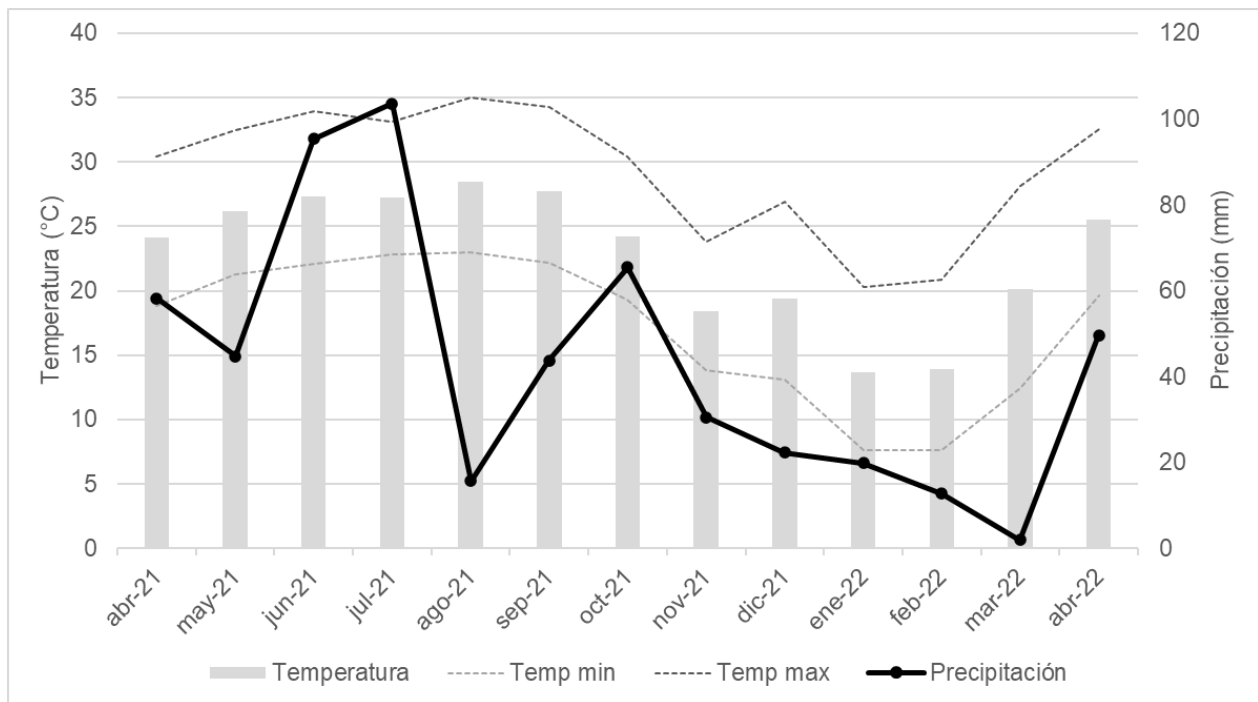


Figura 20. Temperatura media mensual (°C), temperatura máxima promedio (°C), temperatura mínimo promedio (°C) y precipitación media mensual (mm) durante el periodo de abril 2021 a abril del 2022, con datos de la estación meteorológica Las Ladrilleras (Latitud: 24°51'28.8" N; Longitud: 99°34'03.7" W).

También, puede inferirse que la textura del suelo es importante en el funcionamiento del hidrogel, ya que este polímero se ha reportado más efectivo en suelos arenosos de

textura gruesa, con poco o ningún efecto en suelos francos y arcillosos (Koupai et al., 2008; Agaba et al., 2010).

Aunque la regeneración de individuos de flora en un área degradada obedece a la disponibilidad de recursos y condiciones para su crecimiento, la competencia intra e interespecífica y factores climatológicos son también determinantes en la distribución y abundancia de las especies de vegetación en un ecosistema en regeneración. Por ello, configurar un distanciamiento y densidades de plantación en un proyecto de restauración ecológica implica, considerar no solamente el espacio de crecimiento que tendrán los individuos reintroducidos sino también la interacción con la vegetación en recuperación (Hammann, 2021). En el presente estudio se observa que los parámetros evaluados fueron iguales para las distancias de 2 hasta 5 metros, lo cual sugiere que quizás se requeriría de mayores distancias para probar el efecto que tiene esta condición en la supervivencia y crecimiento de las plantas; o bien, que en el área los principales recursos para su crecimiento no son limitados y no se establece una competencia por los mismos. Las reglas de operación de PROFANOR (2016) recomiendan densidades de plantación de 855 a 1,045 N ha⁻¹ para zonas áridas y semiáridas, es decir una distancia aproximada de 4 a 5 metros entre cada individuo. En base a este estudio, esta recomendación continúa siendo adecuada para el primer año de plantación ya que los parámetros de supervivencia y crecimiento aparentemente no se vieron afectados por el distanciamiento. No obstante, algunas de las limitaciones del presente estudio, son la combinación de la variable del uso del hidrogel en el diseño experimental, así como el espacio de tiempo de evaluación a solamente un año. Así mismo, es importante considerar las densidades recomendadas para plantaciones convencionales, aplicando índices de estructura horizontal y vertical (Vanegas, 2016) o el uso de modelos de proyección de crecimiento (Silliman y He, 2018). En estos casos, la densidad de plantación estará mayormente sujeta a la topografía del terreno y condiciones de uso del suelo. En restauración es importante mantener las interacciones positivas entre especies, para la estabilidad del ecosistema, la expansión y recuperación de la perturbación (Weidlich et al., 2021).

En cuanto a los parámetros ecológicos, para el estrato alto en el área de restauración se tuvo de manera conjunta (plantación más vegetación recuperada) una abundancia de $1,411 \text{ N ha}^{-1}$ y una cobertura de copa total de $3,677.56 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$, lo cual es menor a lo registrado para el área testigo con una abundancia de $2,860 \text{ N ha}^{-1}$ y una cobertura de copa total de $4,220.69 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$. De acuerdo a Pequeño-Ledezma et al. (2012) en un área de restauración pasiva del MET, 30 años después de excluir la ganadería intensiva, la cobertura alcanzada es de $6,844.87 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ y una abundancia de $3,050 \text{ N ha}^{-1}$, es decir que el área de estudio en un año está alcanzando aproximadamente la mitad del potencial de recuperación. Si se compara el área de restauración con el área testigo aparentemente en el primer año no se estaría cumpliendo con una recuperación suficiente de estos parámetros, sin embargo, la importancia para la restauración del ecosistema estaría en la composición de las especies, con una mayor diversidad.

En el área de restauración se cuenta con un total de 22 especies del estrato alto, de las cuales 6 fueron aportadas por la plantación; en comparación con el área testigo que cuenta solamente con 4 especies en este estrato. En casos de restauración pasiva post ganadería intensiva, Pequeño-Ledezma et al. (2012) reportaron 13 especies en un lapso de recuperación de 30 años, mientras que Alanís et al. (2008) reportaron 11 especies en un lapso de 21 años. No obstante, Alanís et al. (2008) también reportan 25 especies 21 años después de ganadería extensiva. Lamentablemente, en ninguno de los estudios citados se refiere la carga animal para cada caso, sin embargo, se sabe que en la ganadería intensiva se introduce alimento al área de aprovechamiento para aumentar la carga animal, lo cual aumenta la presión sobre los recursos disponibles para el desarrollo vegetal.

Estas condiciones también se vieron reflejadas en la diferencia de los índices de diversidad los cuales fueron mayores para el área restaurada, en comparación con el área testigo. No obstante, es innegable que la especie predominante en ambas áreas sigue siendo *Vachellia farnesiana*, con un 59.31% para el área restaurada (plantadas y recuperadas) y un 68.53% para el área testigo. Esto es similar a lo reportado por Pequeño-Ledezma et al. 2012 y Alanís et al., 2008 con un valor de I.V.I de 45.12% y

44.1%, respectivamente para *Vachellia farnesiana*. Esto nos indica que el área de estudio tiene una tendencia de recuperación típica de un área degradada del MET por ganadería intensiva. Ahora bien, en condiciones de comunidades de MET maduras las especies arbóreas de mayor peso ecológico suelen ser *Acacia amentácea*, *Diospyros texana*, *Havardia pallens*, *Prosopis leavigara* y *Zanthoxylum fagara* (Domínguez et al., 2013; Mora et al., 2013). Aunque en el primer año del área de restauración persiste la dominancia de una especie, es importante considerar que ya se encuentran algunos elementos importantes del MET como *Vachellia rigidula*, *Havardia pallens*, *Prosopis glandulosa*; inclusive algunos arbustos como *Leucophyllum frutescens* y *Karwinskia humboldtiana*. Por ello, es importante la presencia de las especies nativas arbóreas que se han incluido en la plantación, ya que, adelantan etapas de recuperación en la sucesión del ecosistema después de un disturbio. Con ello se disminuye la probabilidad de que se desarrolle una vegetación secundaria que se aleje de un ecosistema de referencia sin disturbios recientes.

Otra manera en que se manifiestan las primeras etapas sucesionales del ecosistema del MET que se pretende recuperar, es por medio del estrato bajo. En el área de restauración para este estrato se cuantifica una abundancia de 7,800 N ha⁻¹ y una cobertura de 2,549.38 m² ha⁻¹, en contraste con el área testigo en la cual se tiene una abundancia de 3,060 N ha⁻¹ y una cobertura de 754.32 m² ha⁻¹. Esto nos indica que en el área de restauración aún existe una fuerte competencia de recursos por las especies del estrato bajo, con respecto a los parámetros registrados para el estrato alto. Así mismo, refleja el aprovechamiento que continúa hacia las especies de estrato bajo en el área testigo, pues siguen siendo consumidas por el ganado, disminuyendo la disponibilidad de crecimiento de estas especies y permitiendo el crecimiento de algunas especies del estrato alto. También en el estrato bajo es notable la diferencia en la diversidad de especies entre ambas condiciones, en el área de restauración se registraron 10 especies herbáceas, mientras que en el área testigo se duplica a 20 especies. Esto nos indica que, aunque en el área de restauración las especies del estrato bajo estén dominando la abundancia y cobertura, no están diversificándose, al contrario, disminuyeron por causa de la diversidad del estrato alto. En el área testigo, la alta diversidad de especies del estrato

bajo puede ser indicativa de la preferencia que tiene el ganado por las especies *Cenchrus ciliaris* y *Bouteloa gracilis* (Yáñez-Chávez et al., 2023; Molina-Guerra et al., 2013), al presentarse con bajos porcentajes de abundancia y dominancia; condiciones que aprovechan algunas especies oportunistas como *Setaria adhaerens* y *Sida abutifolia*. Se observa que *Aristida pansa* es la única especie de las introducidas para el aprovechamiento ganadero, que persiste en el área de restauración con altos porcentajes de abundancia y dominancia.

Por otra parte, la biomasa foliar se vio favorecida hacia las especies con mayor cobertura de copa, *Vachellia rigidula*, *Ebenopsis ebano* y *Prosopis glandulosa* en cuestión de especies plantadas y *Vachellia farnesiana* como especie recuperada. Si comparamos la disponibilidad de biomasa en el área de restauración (36.34 kg ha⁻¹) con áreas del MET maduras en las condiciones más áridas se nota una gran diferencia con un valor de 8.90 Mg ha⁻¹ (8,900 kg ha⁻¹) (Espinoza & Návar, 2005). Cabe resaltar que Espinoza & Návar (2005) utilizaron el método de corta y que el área de estudio se trataba de un área de reserva sin disturbios aparentes. Se observa como la producción de biomasa generada en este estudio aún es muy baja, sin embargo, se considera que los bosques recuperados del MET pueden llegar a desarrollar su potencial de recuperación de 20 a 30 años después de realizadas las actividades de restauración. Es de interés conocer cómo se desenvolvería el área de restauración a 10 años de haberse establecido, como sugieren que se evalúen este tipo de condiciones algunos autores como Aguilar-Garavito & Ramírez (2015) y WWF-Chile (2021).

Aunque se observan diferencias importantes en cuanto a la composición de especies en el área de restauración a un año, los valores de cobertura y abundancia siguen siendo similares, lo cual concuerda con las condiciones prácticamente iguales en el suelo a corto plazo. Aunque el suelo no fue considerado como un elemento directo a recuperar en el proyecto, cabe recalcar que el suelo es el recurso natural más longevo de recuperar (Wardle, 2004). Por ello, en casos de mayor importancia en la recuperación del suelo se recomienda actuar con actividades de restauración ecológica de manera preventiva, antes de que el nivel de degradación sea tan alto que requiera una restauración del medio

físico como es el suelo (Doria et al., 2022). Ya que los esfuerzos de revegetación por sí solos, no son suficientes en condiciones de alta degradación del suelo, teniendo que acompañarse de otros métodos de restauración directos al suelo para su recuperación (Heinen et al., 2020; Gerrits et al., 2022).

Conclusiones

De acuerdo a este estudio el aditamento de auxiliares como el hidrogel son un gasto innecesario en la plantación de especies del MET, cuando se cuenta con riegos de auxilio iniciales y se tienen suelos con alta capacidad de retención de humedad, como son los suelos franco-arcillosos de este estudio. Un mayor distanciamiento entre plantas puede ser determinante en obtener mayor cobertura y altura de las especies del MET; sin embargo, es un criterio que se debe tomar con precaución, ya que una reducción de la densidad de plantación puede significar una mayor oportunidad de crecimiento para especies no deseadas en la restauración. Se puede inferir que, sin la introducción de especies nativas al área de restauración, el área pudo haber recuperado su potencial de abundancia y cobertura mediante una restauración pasiva, sin embargo, la diversidad de especies se vería reducida en las primeras etapas sucesionales, favoreciendo a la especie *Vachellia farnesiana*. La medición de propiedades del suelo no son un buen indicador de restauración en áreas restauradas a un año, especialmente si el nivel de degradación no amerita la ejecución obras de conservación de suelos de manera previa a la recuperación de la vegetación. Este trabajo es de importancia para conocer la dinámica de crecimiento del MET en el primer año de recuperación y las acciones a tomar para cumplir con los objetivos en proyectos de restauración ecológica en estos ecosistemas.

Un área de oportunidad para la comunidad local derivado de las acciones de restauración implementadas, puede ser el manejo y uso de las especies plantadas que cuenten con un fuste conformado como *Prosopis glandulosa*, *Ebenopsis ebano*, *Cordia boissieri*, *Diospyros texana* y *Sideroxylon celastrinum*. Especies potenciales para un aprovechamiento regulado de usos maderables y no maderables, así como el aprovechamiento de sus frutos, postería y leña. Esto puede representar la oportunidad

de conformar un sistema agroforestal a futuro, con la consolidación de las especies del estrato alto y el uso de algunas especies del estrato bajo que puedan ser aprovechadas para la reintroducción del ganado bajo cumplimiento regular de coeficientes de agostadero. Lo anterior es un aspecto importante para integrar a la sociedad en la conformación de ambientes restaurados que sigan siendo productivos en condiciones sustentables.

Referencias bibliográficas

Agaba, H., Baguma Orikiriza, L. J., Osoto Esegu, J. F., Obua, J., Kabasa, J. D. & Hüttermann, A. (2010). Effects of hydrogel amendment to different soils on plant available water and survival of trees under drought conditions. *Clean–Soil, Air, Water*, 38(4), 328-335.

Aguilar-Garavito M. & W. Ramírez (eds.). (2015). Monitoreo a procesos de restauración ecológica, aplicado a ecosistemas terrestres. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH). Bogotá D.C., Colombia. 250 pp.

Alanís, G., G. Cano y M. Rovalo. (1996). Vegetación y flora de Nuevo León: Una guía erosión-ecológica. CEMEX. Monterrey, N. L. México. 23 p.

Alanís, E.R., Pérez, J. J., Calderón, Ó. A. A., Garza, E. J. T., Ybarra, E. J. & Tagle, M. A. G. (2008). Efecto del uso del suelo en la fitodiversidad del matorral espinoso tamaulipeco. *Ciencia-Uanl*, 11(1), 9.

Alanís-Rodríguez, E., Jiménez-Pérez, J., Valdecantos-Dema, A., Pando-Moreno, M., Aguirre-Calderón, O., & Treviño-Garza, E. J. (2011). Caracterización de regeneración leñosa post-incendio de un ecosistema templado del Parque Ecológico Chipinque, México. *Revista Chapingo serie ciencias forestales y del ambiente*, 17(1), 31-39.

Alanís-Rodríguez, E., Jiménez-Pérez, J., Tagle, G., Yerena-Yamallel, J. I., Cuellar-Rodríguez, G. & Mora-Olivo, A. (2013). Análisis de la vegetación secundaria del matorral espinoso tamaulipeco, México. *Phyton* (Buenos Aires), 82(2), 185-191.

Alanís-Rodríguez, E., Jiménez-Pérez, J., González-Rodríguez, H., Canizales-Velázquez, P. A., Mora-Olivo, A., Mata-Balderas, J. M. & Hernández-Salas, J. (2015). Composición, estructura y diversidad de matorrales en el centro de Nuevo León, México. *Botanical Sciences*, 93(2), 345-355.

Baena, M.L. & Halffter, G. (2008). Extinción de especies, en *Capital natural de México*, vol. I: Conocimiento actual de la biodiversidad. CONABIO. México.

Bollo Manent, M., Hernández Santana, J. R. & Méndez Linares, A. P. (2014). The state of the environment in Mexico. *Central European Journal of Geosciences*, 6, 219-228.

Blake, GR & KH Hartge. (1986). Bulk Density. En: A Klute (ed). *Methods of soil analysis. Part 1. Physical and Mineralogical Methods*. Pp. 363-375. Am. Soc. Agron. and Soil Sci. Soc. Am., Madison, Wisconsin, USA.

Bray, D. B. & Merino-Pérez, L. (2004). La experiencia de las comunidades forestales en México: veinticinco años de silvicultura y construcción de empresas forestales comunitarias. Instituto Nacional de Ecología.

Bray, D.B. (2005). Community forestry in Mexico: Twenty lessons learned and four future pathways. P. 335–350 en *The community forests of Mexico. Managing for sustainable landscapes*, Bray, D.B., L. Merino-Pérez, and D. Barry (eds.). The Univ. of Texas Press, Austin, TX.

Burney, O., Aldrete, A., Alvarez Reyes, R., Prieto Ruíz, J. A., Sánchez Velazquez, J. R. & Mexal, J. G. (2015). México—Addressing challenges to reforestation. *Journal of forestry*, 113(4), 404-413.

Carabias, J., De la Maza J. & E. Provencio. (2008). Evolución de enfoques y tendencias en torno a la conservación y el uso de la biodiversidad”, en Sarukhán, José et al. 2009. Capital natural de México. Volumen III: Políticas públicas y perspectivas de sustentabilidad. México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO).

Calva-Soto, K. & Pavón N. P. (2018). La restauración ecológica en México: una disciplina emergente en un país deteriorado. Madera y bosques, 24(1).

Campbell, D.J. & J.K. Henshall. (1991). Bulk Density. In: KA Smith & CE Mullins (eds). Soil Analysis. Pp. 329-366. Marcel Decker Inc., New York, New York, USA.

Chávez G. O. (2000). Determinación de la calidad del hábitat, dieta y calidad de forraje para tres especies de Cérvidos en Montemorelos, Nuevo León. Tesis de Maestría. Colegio de Posgraduados. Montecillos, Edo. de México. 113 pp.

Clewell, A., Aronson, J. & Winterhalder, K. (2004). The SER international primer on ecological restoration.

Clifford H.T. & Stephenson, W. (1975) An introduction to numerical classification. Academic Press. London. 229 pp.

COTECOCA. (2014). Coeficientes de agostadero por entidad. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación, Comisión Técnico Consultiva de Coeficientes de Agostadero. Disponible en: https://apps1.semarnat.gob.mx:8443/dgeia/compendio_2014/archivos/02_agrigan/D2_AGRIGAN04_05.pdf Consultado el 30 de mayo del 2023.

Comín, F. A. (2002). Restauración ecológica: teoría versus práctica. Ecosistemas, 11(1).

CONAFOR. (2010). Prácticas de reforestación. Zapopan, Jalisco: CONAFOR.

CONAFOR. (2017). Alcanza 63% sobrevivencia de árboles plantados este sexenio. Disponible en: <https://www.gob.mx/conafor/prensa/aumenta-63-la-sobrevivencia-de-arboles-plantados-este-sexenio> Consultado el 01 de junio del 2023.

CONAFOR. (2023a). ¿Qué es la deforestación?. Disponible en: <https://snmf.cnf.gob.mx/deforestacion/> Consultado el 01 de junio del 2023.

CONAFOR. (2023b). Restauración Forestal. Disponible en: <https://snif.cnf.gob.mx/restauracion/> Consultado el 01 de junio del 2023.

CONAFOR. (2023c). Especies forestales con potencial uso para la restauración. Disponible en <https://snif.cnf.gob.mx/especies-forestales-con-potencial-uso-para-la-restauracion/> Consultado el 01 de junio del 2023.

CONABIO. (2023). Especies forestales con potencial uso para la restauración. Disponible en: <https://snif.cnf.gob.mx/especies-forestales-con-potencial-uso-para-la-restauracion/> Consultado el 01 de junio del 2023.

Comín, F. A. (2002). Restauración ecológica: teoría versus práctica. Ecosistemas, 11(1).

Díaz, R. M. (2020). Discursos científicos sobre la restauración ecológica en México Sociedad y ambiente, 23 1 24 doi 10 31840 /sya vi 23 2189.

Domínguez-Gómez, T. G., Ramírez-Lozano, R. G., Estrada-Castillón, A. E., Scott-Morales, L. M., González-Rodríguez, H. & Alvarado, M. D. S. (2012). Importancia nutrimental en plantas forrajeras del matorral espinoso tamaulipeco. Ciencia UANL, 15(59), 77-93.

Domínguez-Gómez, T. G., González-Rodríguez, H., Ramírez-Lozano, R. G., Estrada-Castillón, A. E., Cantú-Silva, I., Gómez-Meza, M. V. & Alanís-Flores, G. (2013). Diversidad estructural del matorral espinoso tamaulipeco durante las épocas seca y húmeda. *Revista Mexicana de ciencias forestales*, 4(17), 106-122.

D.O.F. (2017). Reglas de Operación del Programa Apoyos para el Desarrollo Forestal Sustentable 2018.

https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5509805&fecha=30/12/2017

Consultado el 03 de marzo del 2020.

Doria Treviño, O.A., Gutiérrez Gutiérrez, M., Mendoza-Aguilar, D.O. & Pando-Moreno, M. (2022). La restauración funcional de los ecosistemas áridos y semiáridos. *Boletín de la Sociedad Científica Mexicana de Ecología*. Vol 2(5). Pp 74-83.

Espinoza, R. & Návar, J. (2005). Producción de biomasa, diversidad y ecología de especies en un gradiente de productividad en el matorral espinoso tamaulipeco del nordeste de México. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 11(1), 25-31.

FAO. (2003). Alternatives for improving reforestation in México, Sáenz-Romero, C. (ed.). Available online at www.fao.org/docrep/ARTICLE/WFC/XII/0381-B4.HTM#P21_251; Consultado el 01 de junio del 2023.

Foroughbakhch R., Reyes G., Hauad L. A. & Badii M. (1996). Tres métodos para determinar biomasa foliar de diez especies leñosas en un matorral del Noreste de México. *Agrociencia*. Vol. 30 (2) 259-264.

Foroughbakhch, F., Háuad, L. A., Cespedes, A. E., Ponce, E. E. & González, N. (2001). Evaluation of 15 indigenous and introduced species for reforestation and agroforestry in northeastern Mexico. *Agroforestry Systems*, 51, 213-221.

Gerrits, G. M., Waenink, R., Aradottir, A. L., Buisson, E., Dutoit, T., Ferreira, M. C., ... & Wubs, E. J. (2023). Synthesis on the effectiveness of soil translocation for plant community restoration. *Journal of Applied Ecology*, 60(4), 714-724.

Hammann, L., Silliman, B. & Blasius, B. (2021). Optimal planting distance in a simple model of habitat restoration with an allee effect. *Frontiers in Marine Science*, 7, 610412.

Heinen, R., Hannula, S. E., De Long, J. R., Huberty, M., Jongen, R., Kielak, A., ... & Bezemer, T. M. (2020). Plant community composition steers grassland vegetation via soil legacy effects. *Ecology Letters*, 23(6), 973-982.

Hidrogel Green Forest®. (2018). Hidrogel. <https://www.greenforestmexico.com/hidrogel-agricola>. Consultado el 01 de marzo de 2020.

IUCN. (2013). The IUCN Red list of threatened species. <https://www.iucnredlist.org/> Consultado el 03 agosto del 2022.

Jiménez-Pérez, J., Alanís-Rodríguez, E., Ruiz-González, J. L., González-Tagle, M. A., Yarena-Yamallel, J. I. & Alanís-Flores, G. J. (2012). Diversidad de la regeneración leñosa del matorral espinoso tamaulipeco con historial agrícola en el noreste de México. *Ciencia UANL*, 15(58), 66-71.

Jurado, E., García, J. F., Flores, J. & Estrada, E. (2006). Leguminous seedling establishment in Tamaulipan thornscrub of northeastern Mexico. *Forest Ecology and Management*, 221(1-3), 133-139.

Koupai, J. A., Eslamian, S. S. & Kazemi, J. A. (2008). Enhancing the available water content in unsaturated soil zone using hydrogel, to improve plant growth indices. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 8(1), 67-75.

Leal-Elizondo, N. A., Alanís-Rodríguez, E., Mata-Balderas, J. M., Treviño-Garza, E. J. & Yerena-Yamallel, J. I. (2018). Estructura y diversidad de especies leñosas del matorral espinoso tamaulipeco regenerado postganadería en el noreste de México. *Polibotánica*, (45), 75-88.

López-Barrera, F., Martínez-Garza, C. & Ceccon, E. (2017). Ecología de la restauración en México: estado actual y perspectivas. *Revista mexicana de biodiversidad*, 88, 97-112.

Laftah, W. A., Hashim, S., & Ibrahim, A. N. (2011). Polymer hydrogels: A review. *Polymer-Plastics Technology and Engineering*, 50(14), 1475-1486.

Mata-Balderas, J. M., Cavada-Prado, K. A., Sarmiento-Muñoz, T. I. & González-Rodríguez, H. (2022). Monitoreo de la supervivencia de una reforestación con especies nativas del matorral espinoso tamaulipeco. *Revista mexicana de ciencias forestales*, 13(71), 28-52.

Méndez-Toribio, M., Martínez-Garza, C., Ceccon, E., & Guariguata, M. R. (2018). La restauración de ecosistemas terrestres en México. Estado actual, necesidades y oportunidades. *Documentos Ocasionales*, 185.

Molina-Guerra, V. M., Pando-Moreno, M., Alanís-Rodríguez, E., Canizales-Velázquez, P. A., González Rodríguez, H. & 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(3), 361-371.

Mora-Donjuán, C. A., Jiménez-Pérez, J., Alanís-Rodríguez, E., Rubio-Camacho, E. A., Yerena-Yamallel, J. I. & 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.

Mueller-Dombois, D., & Ellenberg, H. (1974). Vegetation types: a consideration of available methods and their suitability for various purposes.

Ott, R. L. & Longnecker, M. T. (2015). An introduction to statistical methods and data analysis. Cengage Learning.

Palmer, M. A., Zedler, J. B., & Falk, D. A. (2016). Ecological theory and restoration ecology. Foundations of restoration ecology, 3-26.

Patiño-Flores, A. M., Alanís-Rodríguez, E., Jurado, E., González-Rodríguez, H., Aguirre-Calderón, O. A. & Molina-Guerra, V. M. (2021). Estructura y diversidad del matorral espinoso tamaulipeco regenerado posterior a uso pecuario. Polibotanica, (52), 75-88.

Patiño-Flores, A. M., Alanís-Rodríguez, E., Molina-Guerra, V. M., Sigala Rodríguez, J. Á., Jurado, E., González-Rodríguez, H., & Aguirre-Calderón, O. A. (2022). Desempeño de una reforestación con especies arbóreas nativas del matorral espinoso tamaulipeco en áreas degradadas. Madera y bosques, 28 (2), e2822342. Epub 14 de abril de 2023.<https://doi.org/10.21829/myb.2022.2822342>.

Pequeño-Ledezma, M. Á., Alanís-Rodríguez, E., Jiménez-Pérez, J., González-Tagle, M. A., Yerena-Yamallel, J. I., Cuellar-Rodríguez, G. & Mora-Olivo, A. (2012). Analysis of the livestock passive forest restoration in the Tamaulipan Thornscrub in northeast México. CienciaUAT, 7(1), 48.

Pequeño-Ledezma, M. Á., Alanís-Rodríguez, E., Sánchez-Castillo, L., Mora-Olivo, A., Rubio-Camacho, E. A. & Lozano-Cavazos, E. A. (2020). Análisis de la restauración pasiva post-agrícola de *Prosopis laevigata* en el matorral espinoso Tamaulipeco. Ecosistemas y Recursos Agropecuarios, 7(1).

Pérez, D. R., Díaz, M., Baschini, C. D. & Sabino, G. (2022). Hidrogel y protección contra mamíferos en plantaciones de restauración ecológica en tierras secas: una evaluación

en *Prosopis denudans*' var. *denudans*. Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica, 57(2), 31-40.

Prieto R., J. Á., A. Duarte S., J. R. Goche T., M. M. González O. & M. A. Pulgarín G. (2018). Supervivencia y crecimiento de dos especies forestales, con base en la morfología inicial al plantarse. Revista mexicana de ciencias forestales 9(47): 151-168. Doi:10.29298/rmcf.v9i47.182.

Olguín, H. C. A. (1995). Determinación de la competencia alimentaria entre el venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*) y tres herbívoros exóticos en el Rancho "Los Ébanos", Matamoros, Tamaulipas. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias Forestales, UANL. Linares, N.L., México. 81 pp.

Rodrigues, R. R., Gandolfi, S., & Brancalion, P. H. S. (2015). Restauração florestal. Oficina de Textos.

Schlichting, E. & H.P. Blume. (1966). Bodenkundliches Praktikum. Verlag Paul Parey, Hamburg & Berlin, Alemania; modificado por Siebe C.R., Jahn y K. Stahr. 1996. Manual para la descripción y evaluación ecológica de suelos en el campo. Publicación Especial 4, Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo, A.C. Chapingo, México.

Sánchez, O. (2005). Restauración ecológica: algunos conceptos, postulados y debates al inicio del siglo XXI. En: Sánchez, O. (Ed.). (2005). Temas sobre restauración ecológica. Instituto Nacional de Ecología. 15 – 29 pp.

Sarmiento-Muñoz, T. I., Alanís-Rodríguez, E., Mata-Balderas, J. M. & Mora-Olivo, A. (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.

SEMARNAT [Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales]. (2002). 2002. Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000. Establece las especificaciones de fertilidad,

salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreos y análisis. In Diario Oficial de la Federación. 31 de diciembre de 2002 (segunda).

SER. (2016). International Standards for the Practice of Ecological Restoration, 1st edition.

Servicio Meteorológico Nacional. 2010.
<https://smn.conagua.gob.mx/es/climatologia/informacion-climatologica/mapas-de-climatologia-1981-2010> Consultado el 25 de enero del 2023.

Shannon, C.E. & W. Weaver, 1949. The mathematical theory of communication. The Univ. of Illinois Press, Urbana, IL.

Sloan, J. P. (1994). The use of root dips on North American conifer seedlings: a review of the literature. Tree planters' notes.

Sosa-Pérez, G., Hermosillo-Rojas, D. E., Jurado-Guerra, P., Alarcón-Bustamante, M. P., & García-Pérez, J. L. (2021). Efectividad De Un Polímero Retenedor De Humedad Para Elevar La Supervivencia En Plantaciones De Mezquite (*Prosopis Glandulosa* Torr.) En Zonas Áridas. European Scientific Journal, ESJ, 17(7), 55.
<https://doi.org/10.19044/esj.2021.v17n7p55>.

Steel, R. G. & Torrie, J. H. (1985). Bioestadística: principios y procedimientos. McGraw-Hill.

Torres-Rojo, J. M. (2021). Factores ambientales y físicos que afectan la supervivencia de siete especies forestales en el Estado de México. Revista mexicana de ciencias forestales, 12(64), 66-91.

Vargas, O. (2011). Restauración Ecológica: Biodiversidad y Conservación. Acta Biológica Colombiana, 16(2), 221-246.

Vanegas López, M. (2016). Manual de mejores prácticas de restauración de ecosistemas degradados, utilizando para reforestación solo especies nativas en zonas prioritarias. CONAFOR, CONABIO, GEF-PNUD. México. 158 p.

Wardle, D. A., Bardgett, R. D., Klironomos, J. N., Setälä, H., Van Der Putten, W. H. & Wall, D. H. (2004). Ecological linkages between aboveground and belowground biota. *science*, 304(5677), 1629-1633.

Weidlich, E. W., Nelson, C. R., Maron, J. L., Callaway, R. M., Delory, B. M. & Temperton, V. M. (2021). Priority effects and ecological restoration. *Restoration Ecology*, 29(1), e13317.

Woerner, M. (1989). Métodos químicos para el análisis de suelos calizos de zonas áridas y semiáridas. Departamento Agroforestal. Facultad de Ciencias Forestales. Universidad Autónoma de Nuevo León, Linares, NL., México. 105 p.

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

Yáñez-Chávez, L. G., Pedroza-Sandoval, A., Sánchez-Cohen, I., Velásquez-Valle, M. A. & Trejo-Calzada, R. (2023). Growth, Physiology, and Productivity of *Bouteloua gracilis* and *Cenchrus ciliaris* Using Moisture Retainers under Different Planting Methods. *Agriculture*, 13(6), 1134.

Anexo fotográfico



Foto 1. Condiciones del área de estudio previo a las acciones de restauración. 21/09/2020.



Foto 2. Condiciones del área de estudio previo a las acciones de restauración. 21/09/2020.

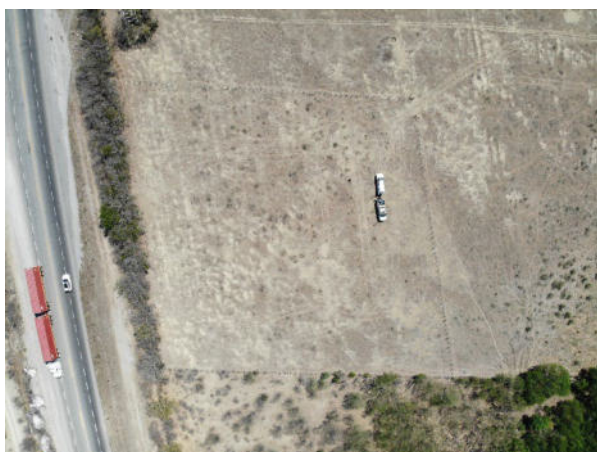


Foto 3. Delimitación del área de restauración. 27/03/2021



Foto 4. Condición del área de restauración previo a plantación. 27/03/2021.



Foto 5. Marcación de distanciamiento entre plantas. 03/04/2021



Foto 6. Marcación de las líneas de plantación. 03/04/2021



Foto 7. Apertura de pozo de plantación con herramienta mecánica. 03/04/2021.



Foto 8. Plantación de *Cordia boissieri* con hidrogel. 03/04/2021.



Foto 9. Condición de plantación de *Prosopis glandulosa*. 03/04/2021



Foto 10. Condición de plantación de *Ebenopsis ebano*. 03/04/2021



Foto 11. Condición de plantación de *Ehretia anacua* 03/04/2021



Foto 12. Condición de plantación de once especies nativas del MET 03/04/2021



Foto 13. Condición del área de estudio a un año de restauración. 12/04/2022



Foto 14. Censo de la vegetación recuperada en el área de restauración. 12/04/2022.



Foto 15. Medición de estrato bajo de la vegetación recuperada en el área de restauración. 12/04/2022.



Foto 16. Medición de los individuos plantados en el área de restauración. 12/04/2022.



Foto 17. Medición de los parámetros del suelo.



Foto 18. Medición de los parámetros del suelo.