



Impacto ecológico de la revegetación sobre un ecosistema de matorral desértico micrófilo

Eduardo J. Ruiz-Fernández

eduardoruizf@outlook.es

<https://orcid.org/0000-0002-7159-6927>

Fabiola L. Rochin-Berumen

<https://orcid.org/0000-0002-86767768>

fabiolauaz@outlook.com

Heriberto Rodríguez- Frausto

<https://orcid.org/0000-0001-9808-5843>

mvz_hrf@hotmail.com

Tzitzit T. De La Colina-García.

<https://orcid.org/0000-0001-8508-3903>

dollfreak74@gmail.com

Universidad Autónoma de Zacatecas. El Cordovel, Enrique Estrada, Zacatecas, México

Resumen

Este trabajo presenta los resultados obtenidos en dos monitoreos realizados sobre un área revegetada de un matorral desértico micrófilo, al sur de la provincia biótica del Desierto Chihuahuense, para evaluar la situación que guardan sus especies representativas: *Parthenium incanum*, *Larrea tridentata*, *Salvia ballotiflora*, *Acacia constricta*, *Lycium berlandieri*, *Jatropha dioica* y *Atriplex canescens*; en dos tipos de suelo: somero y profundo, a 10 y 20 años de haber sido tratada. El estudio se llevó a cabo sobre franjas aclareadas con presencia de curvas a nivel, bajo un diseño de bloques completos al azar con 5 repeticiones, utilizando transectos de muestreo de 50 m². Se registró la abundancia relativa (*Ar*), la frecuencia relativa (*Fr*), y la dominancia relativa (*Dr*) de las especies estudiadas. Se estudiaron los efectos de los factores principales y de las interacciones entre a) especie y suelo; b) especie y tratamiento, y c) especie y año de muestreo. Se encontraron diferencias significativas entre en la *Ar*, para todas las interacciones, y para la *Dr* se encontró diferencia significativa solo para la interacción entre especies y tratamiento. Finalmente, con respecto al de grado de progreso de las especies en el intervalo entre los años 2010 y 2020 todas ellas, a excepción de la *Jatropha dioica* y la *Atriplex canescens*, presentaron un incremento que mostraron una disminución ligera en sus poblaciones. Además, los resultados obtenidos indican que no existió un impacto negativo de la revegetación aplicada en el año 2000, sobre las especies representativas del ecosistema de estudio, a 20 años de su ejecución

Palabras clave: Monitoreo, revegetación, diversidad, ecosistema, arbustivas.

Correspondencia eduardoruizf@outlook.es

Artículo recibido: 15 de julio del 2022. Aceptado para publicación 20 de agosto del, 2022.

Conflictos de Interés: Ninguna que declarar

Todo el contenido de **Ciencia Latina Revista Científica Multidisciplinar**, publicados en este sitio están disponibles bajo Licencia [Creative Commons](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/).

Como citar: Ruiz-Fernández, E. J., Rochin-Berumen, F. L., & Rodríguez, H. F. (2022). Impacto ecológico de la revegetación sobre un ecosistema de matorral desértico micrófilo. *Ciencia Latina Revista Científica Multidisciplinar*, 6(4), 5793-5808. https://doi.org/10.37811/cl_rcm.v6i4.3049

Ecological impact of revegetation on a microphilous desert scrub ecosystem

Abstract

This paper presents the results obtained in two monitoring studies carried out on a revegetated area of a microphilous desert scrubland, at the south of the biotic province of the Chihuahuan Desert, to assess the conditions of its representative species: *Parthenium incanum*, *Larrea tridentata*, *Salvia ballotiflora*, *Acacia constricta*, *Lycium berlandieri*, *Jatropha dioica* and *Atriplex canescens*; in two types of soil: shallow and deep, 10 and 20 years after having been revegetated. The study was carried out on cleared fringes with the presence of contour lines, under a randomized complete block design with 5 replications, using 50 m² sampling transects. Relative abundance (*Ar*), relative frequency (*Fr*), and relative dominance (*Dr*) of the species studied were recorded. Effects of the main factors and interactions between a) species and soil; b) species and treatment, and c) species and sampling year were studied. Significant differences were found between *Ar*, for all interactions, and for *Dr* a significant difference was found only for the interaction between species and treatment. Finally, with respect to the degree of progress of the species in the interval between 2010 and 2020, all of them, except for *Jatropha dioica* and *Atriplex canescens*, presented an increase and showed a slight decrease in their populations. In addition, the results obtained indicate that there was no negative impact of the revegetation applied in 2000 on the species representative of the study ecosystem, 20 years after its implementation.

Keywords: Monitoring, revegetation, diversity, ecosystem, shrubs

Introducción

La expansión de la población humana en las últimas décadas ha generado un impacto negativo sobre los ambientes nativos; ponen en riesgo la diversidad biológica debido a las crecientes áreas disturbadas, e incrementa la presión sobre los recursos naturales (Gutiérrez, 2008). Actualmente, la conservación de la diversidad biológica una de las metas en un sentido ecológicamente sostenible es prioritaria a nivel global (De Groot, 1994). Antes se consideraba a las arbustivas competidoras en los programas de manejo, reforestación y resiembras en agostaderos, cuando en realidad ellas constituyen especies facilitadoras de dichos procesos en ambientes diversos (Castro, *et. al.* 2004). En la presente investigación, se llevó a cabo la comparación de un área de manejo con la ayuda de un muestreo por parcelas, en un ecosistema de matorral desértico micrófilo en la región sur del Desierto Chihuahuense, al cual se le aplicó la técnica de revegetación con la arbustiva costilla de vaca (*Atriplex canescens*). Ya se han realizado, en el matorral desértico, múltiples estudios científicos sobre el análisis y medición de biomasa en especies arbustivas (Heiseke y Foroughcakhch, 1985; Reyes, 2011); daños por factores meteorológicos y relaciones entre la vegetación y factores físicos (Jurado, 1986), composición y estructura (Molina *et. al.* 2013), y estudios sobre especies leñosas bajo diferentes sistemas de manejo (Pequeño *et. al.* 2012; Jiménez *et al.*, 2013).

Objetivo general

Evaluar el impacto de una práctica de revegetación sobre las especies representativas de una comunidad ecológica monitoreada a 10 y 20 años de su aplicación.

Materiales y métodos

El presente trabajo se desarrolló en el Rancho Experimental “El Halcón” ubicado en la parte Noreste del estado de Zacatecas (México), en el municipio de Villa de Cos. Las coordenadas geográficas de ubicación son 23° 27’ 36” L N y 102° 10’ 14” L O, y se encuentra a una altitud de 1975 msnm (Google Earth, 2011), en la provincia biótica del Desierto Chihuahuense. El ecosistema en cuestión se caracterizó por ser un área sobre pastoreada debido al manejo a que ha sido sometido a lo largo de las últimas décadas, mostrando una alta presencia de especies arbustivas y, en menor grado, de herbáceas de crecimiento anual y perenne. La vegetación que se encuentra presente es del tipo

“Matorral Desértico Micrófilo”, coexistiendo las especies *A. canescens*, *Parthenium incanum*, *Acacia constricta*, *Larrea tridentata*, *Lycium berlandieri*, *Salvia ballotiflora* y *Jatropha dioica*, entre otras. De acuerdo con la clasificación de Köeppen (1962), el clima de la región se define como tipo BW con una temperatura media anual de 17.5°C. La precipitación anual promedio asciende, con base en la lectura de la última década (2010 - 2022), a 349.5 mm (CNA, 2020). El suelo es del tipo litosol, muestra una capa arable poco profunda franco arenosa. Una vez que se sobrepasa el horizonte “A”, se encuentra la roca madre y muestra una pendiente que fluctúa entre 0.50 y 0.75 por ciento.

Se utilizaron plántulas de *A. canescens*, establecidas bajo estructuras para la cosecha de agua (curvas a nivel) y preaclareo, con distancias de 1.5 m entre plantas, en franjas continuas de 15 m de amplitud y 25 m sin remoción, en una superficie de 22 ha. Se utilizó una combinación de parcelas rectangulares (Sánchez *et. al.* 2022) y del análisis muestral (Kohler, 1951) desarrollado por Földner y Gadow (1994). La información proveniente de las parcelas se utilizó para determinar la valoración cuantitativa de las áreas (densidad de individuos por hectárea y su área basal); la distribución vertical de las especies arbóreas y arbustivas, y la valoración cuantitativa de las especies arbustivas. La forma rectangular (Jurado & Reid, 1989) se utilizó para la medición de la vegetación.

Para la determinación del tamaño de muestra del muestreo por parcelas, se elaboró una curva especie-área para cada área de estudio, siguiendo el criterio de Mueller y Ellenberg (1974) citado por Rodríguez (1994). El registro de la densidad total de especies en cada unidad muestral y su acumulación se usó para la construcción de esta curva. El área mínima fue definida como el área muestral donde el incremento inicial de la curva especie-área llegando a ser finito.

Para seleccionar los sitios de muestreo dentro de los rodales tratados, se realizaron observaciones previas en las distintas áreas de interés en el matorral en cuestión, a partir de las condiciones generales de ambas comunidades, con la finalidad de obtener una definición de las áreas para establecer las parcelas de muestreo.

Se aplicaron dos tratamientos: 1) revegetación con *Atriplex canescens*, y 2) testigo. Además, es pertinente mencionar que la comunidad presenta una antigüedad de 20 años de haber sido restaurada con el tratamiento mencionado. La georreferenciación del área restaurada con *A. canescens* a partir del Azimut (norte), es la siguiente:

- Vértice 1: 23° 28' 24.12" N; 102° 09' 53.10" O; altitud 1958 msnm.
- Vértice 2: 23° 28' 18.87" N; 102° 09' 51.39" O; altitud 1957 msnm.
- Vértice 3: 23° 28' 17.33" N; 102° 09' 51.86" O; altitud 1957 msnm.
- Vértice 4: 23° 28' 15.72" N; 102° 09' 51.52" O; altitud 1958 msnm.
- Vértice 5: 23° 28' 25.55" N; 102° 10' 07.67" O; altitud 1964 msnm.
- Vértice 6: 23° 28' 06.21" N; 102° 09' 55.83" O altitud 1959 msnm.

Muestreo en comunidad revegetada con *A. canescens*

Número de transectos por tratamiento: 4.

Características de transectos:

1. Área tratada en suelo somero (< 20 cm).
2. Área tratada en suelo profundo (> 20 cm).
3. Número de parcelas: 14 por transecto observado.
4. Dimensión de parcelas de muestreo: 7.07 x 7.07 m (50m²).
5. Gradiente ambiental: Profundidad de suelo.
6. Profundidades de suelo: a) 0-20 y b) >20 cm.
7. Total de parcelas de estudio para el censo poblacional: 56.
8. Distancia entre transectos: 50 m.

Muestreo en parcelas

Para determinar la diversidad de las especies arbustivas en los distintos tratamientos, se estableció la determinación del tamaño de parcela muestral a través de la aplicación del criterio de Mueller y Ellenberg (1974), encontrando en el transecto de 750m² (50 m de longitud x 15 m. de ancho) la superficie óptima para llevar a cabo el muestreo con una

distancia mínima entre transectos de 50 m entre ellos, con la finalidad de evitar el efecto de borde e impedir que existan variantes topográficas, edáficas o altitudinales. En los sitios de muestreo se realizó un censo total de las especies arbustivas, entendiéndose como “arbusto”, aquella planta leñosa perenne, que tiene un fuste y una copa poco diferenciados y que se ramifica aproximadamente a partir de los primeros centímetros de altura (Harold y Hocker, 1984).

Variables de estudio

La abundancia relativa (Ar) es el número total de individuos de una especie determinada por unidad de superficie, en este caso, la hectárea (ha). La frecuencia relativa hace referencia a la presencia ó ausencia de una especie a lo largo de las observaciones realizadas y se presenta en porcentaje. La dominancia relativa es la extensión del área ocupada por una especie determinada por la cobertura de copa, en m^2/ha .

Procesamiento de datos

Los datos se analizaron como modelos lineales generales para la distribución Poisson, para la Ar , y de regresión beta, para la Fr y la Dr (Ferrari & Cribari-Neto, 2004). Se generaron modelos de efectos principales de las variables de diseño para cada una de las variables de respuesta y las interacciones de la especie con las demás variables de diseño.

El procesamiento estadístico de los datos se llevó a cabo con el lenguaje y ambiente de programación R (R Core Team, 2022). Se trabajó dentro del enfoque llamado tidyverse (Wickham et al., 2019), del cual se utilizaron los paquetes readr (Wickham, Hester, et al., 2022), para importar los datos; ggplot2 (Wickham, 2017), para producir las gráficas; dplyr (Wickham, François, et al., 2022), para la manipulación y transformación de datos, y broom (Robinson & Hayes, 2022), para manejar los resultados de los modelos dentro del tidyverse. Se utilizó el paquete gt (Iannone et al., 2022), para producir los cuadros estadísticos. Se utilizó el paquete betareg (Cribari-Neto & Zeileis, 2010), para generar los modelos de regresión beta. Para las comparaciones múltiples se utilizaron los paquetes multcomp (Hothorn et al., 2008) y multcompView (Graves et al., 2019).

Resultados

Los valores que se reportan son los estimados de las medias poblacionales y sus intervalos de confianza a 95%, y se han obtenido a partir de los modelos de regresión de Poisson o beta, según las variables a analizar. Además, se incluye una decisión acerca de la significancia estadística de las comparaciones.

Efectos principales

En el Cuadro 1., se compara cuanto prosperaron las arbustivas estudiadas en los dos tipos de suelo referidos. Solamente hubo diferencias significativas en la abundancia relativa y ésta fue superior en suelo somero ($p < 0.05$).

Presencia de siete especies arbustivas			
Según el tipo de suelo estudiado			
Media → intervalo de confianza a 95%			
Suelo	Abundancia relativa Plantas/ha	Frecuencia relativa Porcentaje	Dominancia relativa m ² /ha
Somero	¹ 966→955—978	76.1→66.9—83.4	50.7→35.0—73.5
Profundo	883→872—894	76.6→67.5—83.8	37.0→24.5—55.8

¹ Diferencias significativas ($p < 0.05$)

Cuadro 1. Comparación del comportamiento de las plantas arbustivas combinadas, en cada uno de los dos tipos de suelo contrastados.

El cuadro 2 muestra que, para la abundancia relativa, la revegetación practicada en este experimento resultó benéfica ($p < 0.05$).

**Presencia de siete especies arbustivas
Efecto del tratamiento**

Media → intervalo de confianza a 95%

Tratamiento	Abundancia relativa	Frecuencia relativa	Dominancia relativa
	Plantas/ha	Porcentaje	m ² /ha
Revegetación	[†] 974→963—986	77.0→67.9—84.1	[†] 59.3→42.8—82.3
Testigo	876→865—887	75.8→66.4—83.1	28.4→18.6—43.3

[†] Diferencias significativas (p < 0.05)

Cuadro 2. Efecto del tratamiento aplicado sobre las variables de presencia, para la combinación de todas las especies arbustivas estudiadas.

El cuadro 3 muestra que solamente hubo progreso del año 2010 al 2020 en el caso de la abundancia relativa (p < 0.05) y en el caso de dominancia relativa y frecuencia relativa se mantuvieron prácticamente sin cambios.

**Presencia de siete especies arbustivas
Según el año de muestreo**

Media → intervalo de confianza a 95%

Año	Abundancia relativa	Frecuencia relativa	Dominancia relativa
	Plantas/ha	Porcentaje	m ² /ha
2010	[†] 822→811—833	75.0→65.6—82.6	44.7→30.1—66.2
2020	1,028→1,016—1,040	77.7→68.7—84.7	43.0→28.8—64.0

[†] Diferencias significativas (p < 0.05)

Cuadro 3. Grado de presencia de las especies arbustivas combinadas en los años en que se realizaron los muestreos.

El cuadro 4 muestra que hubo diferencias significativas (p < 0.05) para todas las variables estudiadas entre las especies. En el caso de la abundancia relativa, casi todas las especies se distinguen del resto, y *Parthenium incanum* se destaca claramente de las demás, con un valor casi diez veces mayor al segundo lugar, *Acacia constricta*. También

supera *Parthenium incanum* a las demás en la frecuencia relativa, aunque no con tanta notoriedad. Por el contrario, en el caso de la dominancia relativa, *Acacia constricta*, *Larrea tridentata* y *Lycium berlandieri* superan a *Parthenium incanum*.

Presencia de siete especies arbustivas			
Diferencias entre las especies estudiadas			
Media → intervalo de confianza a 95%			
Especie	Abundancia relativa Plantas/ha	Frecuencia relativa Porcentaje	Dominancia relativa m ² /ha
<i>Parthenium incanum</i>	4,413→4,367—4,459a	97.8→95.5—99.0a	29.2→19.6—43.4b
<i>Larrea tridentata</i>	441→427—456c	88.0→79.3—93.3b	82.7→64.5—106.1a
<i>Salvia ballotiflora</i>	248→238—260d	59.6→47.0—71.0cd	31.0→21.1—45.7b
<i>Acacia constricta</i>	477→462—492b	81.3→70.6—88.7bc	84.7→66.3—108.3a
<i>Lycium berlandieri</i>	422→408—436c	81.3→70.7—88.7bc	68.9→52.5—90.3a
<i>Jatropha dioica</i>	271→259—282d	51.0→38.7—63.2d	6.4→3.3—12.3c
<i>Atriplex canescens</i>	203→193—213e	54.3→41.8—66.2d	4.4→2.2—8.8c

^{a, ... e}Diferencias significativas (p<0.05) a letras distintas

Cuadro 4. Nivel de presencia de cada una de las especies arbustivas estudiadas en general, es decir, sin distinguir entre suelo, tratamiento o año de muestreo.

Interacciones

En los cuadros que se despliegan abajo, se compara el efecto de los factores suelo, tratamiento y año de muestreo dentro de cada una de las especies estudiadas, es decir, las interacciones especie × suelo, especie × tratamiento y especie × año.

En el cuadro 5 se muestra la interacción de cada especie estudiada y el tipo de suelo en el cual se colectó. Como se puede leer, hubo diferencias significativas (p < 0.05) en la abundancia relativa y en la dominancia relativa. *Parthenium incanum* y *Lycium berlandieri* abundaron más en suelo somero, y *Acacia constricta*, *Larrea tridentata*, *Jatropha dioica* y *Atriplex canescens*, abundaron más en suelo profundo. *Atriplex canescens* dominó en suelo somero.

**Presencia de siete especies arbustivas
Según el tipo de suelo estudiado**

Media → intervalo de confianza a 95%

Especie X Suelo		Abundancia relativa Plantas/ha	Frecuencia relativa Porcentaje	Dominancia relativa m ² /ha
<i>Parthenium incanum</i>	Somero	¹ 4,854→4,786—4,923	98.0→94.5—99.3	32.5→19.6—53.9
	Profundo	3,971→3,910—4,033	98.0→94.5—99.3	25.1→14.3—44.0
<i>Larrea tridentata</i>	Somero	¹ 416→396—436	81.7→66.5—90.9	76.8→54.5—108.0
	Profundo	466→445—488	92.0→81.7—96.7	87.7→63.6—120.8
<i>Salvia ballotiflora</i>	Somero	253→237—269	65.2→47.9—79.2	30.2→17.9—50.8
	Profundo	244→229—260	53.8→37.0—69.9	30.6→18.2—51.3
<i>Acacia constricta</i>	Somero	¹ 386→367—406	83.7→69.2—92.2	82.4→59.2—114.6
	Profundo	567→544—591	79.1→63.3—89.3	85.8→62.0—118.5
<i>Lycium berlandieri</i>	Somero	¹ 462→441—484	83.4→68.7—92.0	62.3→42.8—90.8
	Profundo	381→362—401	79.7→64.0—89.7	74.7→52.8—105.5
<i>Jatropha dioica</i>	Somero	¹ 212→198—226	47.4→31.2—64.2	6.0→2.5—14.5
	Profundo	330→312—348	54.7→37.7—70.6	5.9→2.5—14.4
<i>Atriplex canescens</i>	Somero	¹ 183→170—196	56.0→39.0—71.7	¹ 12.7→6.1—26.1
	Profundo	224→209—239	52.6→35.9—68.8	2.2→0.8—5.9

¹ Diferencias significativas entre tipos de suelo (p < 0.05)

Cuadro 5. Efecto de la interacción Especie × Suelo sobre las variables de presencia de las especies representativas de un matorral micrófilo desértico.

En el cuadro 6 se presenta el efecto de la revegetación detallado por especie arbustiva sobre las variables de presencia. Como se puede observar, dicho factor fue significativo (p < 0.05) para todas estas variables. El tratamiento mejoró la abundancia de *Parthenium incanum*, *Jatropha dioica* y *Atriplex canescens*, y la empeoró en *Lycium berlandieri*, *Acacia constricta*, *Larrea tridentata* y *Salvia ballotiflora*. *Larrea tridentata* y *Atriplex canescens* resultaron más frecuentes en los muestreos, y *Acacia constricta* y

Lycium berlandieri disminuyeron su frecuencia relativa. El tratamiento incrementó la dominancia de *Atriplex canescens*, *Acacia constricta*, *Lycium berlandieri* y *Salvia ballotiflora*.

Presencia de siete especies arbustivas				
Efecto del tratamiento				
Media → intervalo de confianza a 95%				
Especie X Tratamiento		Abundancia relativa Plantas/ha	Frecuencia relativa Porcentaje	Dominancia relativa m ² /ha
<i>Parthenium incanum</i>	Revegetación	¹ 4,912→4,844—4,981	98.8→96.7—99.6	25.5→20.6—31.5
	Testigo	3,913→3,852—3,975	98.8→96.7—99.6	23.3→18.7—29.1
<i>Larrea tridentata</i>	Revegetación	¹ 364→346—383	¹ 94.6→87.9—97.7	77.7→68.8—87.8
	Testigo	518→496—540	81.1→69.5—89.0	77.9→69.0—87.9
<i>Salvia ballotiflora</i>	Revegetación	¹ 166→153—178	60.8→47.7—72.5	¹ 29.7→24.4—36.2
	Testigo	331→314—350	59.8→46.8—71.7	23.1→18.5—28.8
<i>Acacia constricta</i>	Revegetación	¹ 429→409—450	¹ 69.8→56.9—80.1	¹ 86.5→77.1—97.1
	Testigo	524→502—547	91.0→82.2—95.7	73.7→65.0—83.5
<i>Lycium berlandieri</i>	Revegetación	¹ 273→257—290	¹ 73.4→60.8—83.1	¹ 70.9→62.4—80.5
	Testigo	570→547—594	89.9→80.6—95.0	57.7→50.1—66.5
<i>Jatropha dioica</i>	Revegetación	¹ 311→294—328	54.1→41.1—66.5	3.5→2.1—6.0
	Testigo	231→216—246	48.2→35.6—61.0	2.1→1.1—4.1
<i>Atriplex canescens</i>	Revegetación	¹ 364→346—383	¹ 75.9→63.6—85.1	¹ 63.4→55.4—72.6
	Testigo	42→36—49	31.1→20.6—44.0	0.3→0.1—0.7

¹ Diferencias significativas entre tratamientos (p < 0.05)

Cuadro 6. Efecto de la interacción Especie × Tratamiento sobre las variables de presencia de las especies representativas de un matorral micrófilo desértico.

En el cuadro 7 se muestra el grado de progreso en diez años de diferencia de los muestreos. Solamente hubo diferencias significativas (p < 0.05) en la abundancia de las plantas arbustivas estudiadas. *Parthenium incanum*, *Acacia constricta*, *Lycium*

berlandieri y *Larrea tridentata* aumentaron su abundancia en 2020, mientras que *Jatropha dioica* y *Atriplex canescens* la disminuyeron.

Presencia de siete especies arbustivas				
Según el año de muestreo				
Media → intervalo de confianza a 95%				
Especie X Año		Abundancia relativa Plantas/Ha	Frecuencia relativa Porcentaje	Dominancia relativa m ² /Ha
<i>Parthenium incanum</i>	2010	¹ 3,710→3,651—3,771	98.1→94.8—99.3	26.9→15.1—47.8
	2020	5,115→5,045—5,185	98.1→94.8—99.3	31.7→18.5—54.2
<i>Larrea tridentata</i>	2010	¹ 426→406—447	¹ 79.1→63.8—89.1	82.3→57.9—116.8
	2020	456→435—477	93.0→83.8—97.2	83.1→58.6—117.8
<i>Salvia ballotiflora</i>	2010	243→228—259	59.6→42.9—74.3	31.1→18.0—53.4
	2020	254→238—270	60.0→43.3—74.6	31.0→18.0—53.3
<i>Acacia constricta</i>	2010	¹ 445→424—465	¹ 73.7→57.5—85.3	86.8→61.6—122.1
	2020	509→487—531	87.3→74.5—94.2	82.7→58.2—117.2
<i>Lycium berlandieri</i>	2010	¹ 386→368—406	84.6→70.8—92.6	69.2→47.3—101.2
	2020	457→436—478	78.7→63.3—88.8	68.5→46.7—100.3
<i>Jatropha dioica</i>	2010	¹ 333→315—351	55.9→39.4—71.2	6.7→2.8—16.3
	2020	208→194—223	46.2→30.6—62.6	6.1→2.5—15.0
<i>Atriplex canescens</i>	2010	¹ 210→196—225	52.2→36.0—68.0	4.8→1.9—12.2
	2020	196→183—210	56.4→39.9—71.7	4.1→1.6—10.6

¹ Diferencias significativas entre años de muestreo (p < 0.05)

Cuadro 7. Efecto de la interacción Especie × Año de muestreo sobre las variables de presencia de las especies representativas de un matorral micrófilo desértico.

Los resultados que se muestran fueron estimados de las medias poblacionales puntuales y de intervalo de confianza a 95%. Con respecto a la interacción suelo ×

tratamiento, en el caso de la abundancia, solamente la combinación Profundo × Testigo con 6.69 plantas/ha [6.67, 6.70], resultó diferente de las demás combinaciones, mientras que las combinaciones Somero × Testigo, Somero × Revegetación, y Profundo × Revegetación tuvieron una abundancia de 6.86 [6.84, 6.87], 6.89 [6.87, 6.91] y 6.87 [6.86, 6.89] plantas/ha, respectivamente. Esta interacción no fue significativa para la frecuencia relativa ni para la dominancia relativa.

Discusión

Con base en el análisis de las diferentes interacciones (especies, tratamiento, tipo de suelo y año de muestreo) y las variables de estudio, se asume que la práctica llevada a cabo favoreció el desarrollo poblacional de la mayoría de las especies ($p < 0.05$) y solo para el caso de *J. dioica* y *A. canescens* presentaron un decremento. El mencionado efecto en las poblaciones estimuladas (con incremento) es encausado al disturbio originado en el año cero (2000) en el cual se aplicó el tratamiento mencionado, estimulando a su vez la resiembra de semillas y propagación de las especies mencionadas gracias a la remoción de suelo y con ayuda del pre aclareo con lo cual se suprimió parcialmente la población de *P. incanum*, que originalmente se encontraba dominando el ecosistema, ya que en estudios llevados a cabo por especialistas se determinó que ésta especie produce un químico (ácido cinámico) que genera un efecto alelopático para otras especies (Steenackers, W. *et al.* 2019), permitiendo así una propagación horizontal dominante sobre el resto de las poblaciones, de tal forma que la práctica aplicada permitió a otras especies ir colonizando el espacio anteriormente ocupado por *P. incanum*, promoviendo así una mayor diversidad en el ecosistema de estudio. Finalmente, en base a los resultados obtenidos no se rechaza la hipótesis nula.

Conclusiones

1. La práctica de revegetación aplicada no genera efecto negativo sobre las especies representativas de la comunidad en estudio, por lo cual no representa un factor de degradación del ecosistema en cuestión.
2. La sucesión vegetal observada durante los 20 años de estudio determina que la utilización de la especie arbustiva *A. canescens* en ésta práctica de revegetación

no pone en riesgo el equilibrio ecológico de las especies representativas bajo el manejo original de suelo y vegetación nativa aplicado.

3. Durante el segundo período de estudio (2010 – 2020), el incremento observado en la abundancia en la mayoría de las especies confirma la ausencia de riesgo de degradación en el ecosistema, razón por la cual esta técnica de revegetación es viable en el sentido ecológico para ser replicada en sitios con características ecosistémicas (suelo y vegetación), geográficas y climatológicas similares al área de estudio.

Referencias

Castro, J., Zamora, R., Hódar, J. A., Gómez, J. M. and Gómez-Aparicio, L. (2004). Benefits of Using Shrubs as Nurse Plants for Reforestation in Mediterranean Mountains: A 4-Year Study. *Restoration Ecology*, 12: 352–358. doi: 10.1111/j.1061-2971.2004.0316.x.

Comisión Nacional del Agua. 2020. Reporte meteorológico para el estado de Zacatecas.

De Groot, R. 1994. Functions of nature evaluation of nature in environmental planning, Management and decision making. *Restoration Ecology*. Vol. 7, No. 1. pp. 42-50.

Delgado, D; Finegan, B. 1999. Biodiversidad Vegetal en Bosques Manejados. *Revista Forestal Centroamericana* 25: 14-20.

Ferrari, S. L. P., & Cribari-Neto, F. (2004). Beta regression for modelling rates and proportions. *Journal of Applied Statistics*, 31(7), 799 - 815. <https://doi.org/10.1080/0266476042000214501>.

Földner, K.; Gadow, K. 1994. How to Define a Thinning in a Mixed Deciduous Beech Forest. In: *Mixed Stands. Proceeding from the Symposium of the IUFRO Working Group S4.01-03 and S4.01-04*. Lousa & Coimbra, Portugal, 31-42.

Google Earth, 2011. Coordenadas geográficas de los continentes.

Graves, S., Piepho, H.-P., Selzer, L., & Dorai-Raj, S. (2019). multcompView: Visualizations of paired comparisons. Version 0.1-8. <https://CRAN.R-project.org/package=multcompView>.

Gutierrez, G. M. 2008. Impacto antropogénico en la región prioritaria para la conservación “El Tokio”, en el Altiplano Mexicano. Tesis de Maestría en Ciencias. Facultad de Ciencias Forestales, U. A. N. L. Linares, Nuevo León, México. P. 12.

Harold, W; Hocker J. 1984. Introducción a la Biología Forestal. AGT editor, S. A. Primera edición en español. México. 125-142 pp.

Heiseke, D., Foroughbakhch, R. 1985. El matorral como recurso forestal. Reporte Científico No. 1, Facultad de Ciencias Forestales, U.A.N.L., Linares, N. L. México. 31 pp.

Hothorn, T., Bretz, F., & Westfall, P. (2008). Simultaneous inference in general parametric models. *Biometrical Journal*, 50(3), 346--363. <https://doi.org/10.1002/bimj.200810425>.

Iannone, R., Cheng, J., & Schloerke, B. (2022). gt: Easily create presentation-ready display tables. Version 0.6.0. <https://CRAN.R-project.org/package=gt>.

Jiménez, J., Alanís, E., González, M.A., Aguirre, O.A., Treviño, E.J. 2013. Characterizing woody species regeneration in areas with different land history tenure in the tamaulipan thornscrub, Mexico. *The Southwestern Naturalist*. 58(3): 299–304.

Jurado, Y., E. 1986. Asociación entre especies, factores edáficos, topográficos y perturbación en la vegetación remanente del terreno universitario U. A. N. L.- Linares, N. L. Tesis de Licenciatura. Escuela de Ciencias Biológicas, universidad del Noreste. Tampico, Tamaulipas, México. 93 pp.

Jurado, E., Reid, N. 1988. Influencia de factores edáficos, topográficos y perturbaciones sobre el matorral espinoso tamaulipeco en Linares N.L. Reporte Científico No. 10, Facultad de Ciencias Forestales, U.A.N.L., Linares, N. L. México. 4-5 pp.

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(2):361-371.

Muller-Dombois, D; Ellenberg, H. 1974. Aims and methods of vegetation ecology, John Wiley, New York.

Pequeño, L. M. A., Alanís, R. E., Jiménez, P. J., González, T. M. A., Yerena, Y. J. I., Cuellar, R. G., Mora, O., A. 2012. Análisis de la restauración pasiva post – pecuaria en el matorral espinoso tamaulipeco del Noreste de México. Universidad Autónoma de Nuevo León, Facultad de Ciencias Forestales. Linares, Nuevo León, México.

R Core Team. (2022). R: A language and environment for statistical computing. In (Version 4.2.1) R Foundation for Statistical Computing. <http://www.R-project.org> .

Reyes, J. 2011. La Relación competencia-densidad y su efecto en el crecimiento de los bosques del Estado de Durango, México. Tesis de Doctorado. Facultad de Ciencias Forestales, U. A. N. L., Linares, N. L. México. pp.

Robinson, D., & Hayes, A. (2022). broom: Convert statistical analysis objects into tidy tibbles. Version 1.0.0. <https://CRAN.R-project.org/package=broom>

Rodríguez R., G. 1994. Análisis de la fitodiversidad (Sinusias: arbórea y arbustiva) de dos comunidades de matorral espinoso tamaulipeco en Linares, Nuevo León, México. Tesis de Licenciatura, Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma de Nuevo León. 113 pp.

Sánchez, C., Wehenkel, Ch., Golubov, J., Vanoye, E. V., Martínez, G. R., De la Rosa, M. E., Torres, C. J. A., Martínez, A. J. G. 2022. Estructura y composición de los bosques de *Pinus pinaceana* Gordon (Pinaceae) en el Noreste de México. Botanical sciences. México. Vol. 4, No. 100, pp. 1058 – 1072. DOI 10.17129/botsci 2946.

Steenackers, W. et al. (2019). *cis*-Cinnamic acid is a natural plant growth-promoting compound. Exp. Bot.

Wickham, H. (2017). ggplot2: elegant graphics for data analysis. Journal of Statistical Software, 77(2). <https://doi.org/10.18637/jss.v077.b02>.

Wickham, H., Averick, M., Bryan, J., Chang, W., D'Agostino McGowan, L., François, R., Golemund, G., Hayes, A., Henry, L., Hester, J., Kuhn, M., Pedersen, T. L., Miller, E., Bache, S. M., Müller, K., Ooms, J., Robinson, D., Seidel, D. P., Spinu, V., . . . Yutani, H. (2019). Welcome to the Tidyverse. Journal of Open Source Software, 4(43), 1-6. <https://doi.org/10.21105/joss.01686>.

Wickham, H., François, R., Henry, L., & Müller, K. (2022). dplyr: A grammar of data manipulation. Version 1.0.9. <https://CRAN.R-project.org/package=dplyr>.

Wickham, H., Hester, J., & François, R. (2022). readr: Read rectangular text data. Version 2.1.2. <https://CRAN.R-project.org/package=readr>.