



Estrategias de restauración ecológica asociadas a reforestaciones de *Pinus cembroides* Zucc., en el Parque Nacional Cumbres de Monterrey

Ecological restoration strategies associated with reforestations of *Pinus cembroides* Zucc., in the Parque Nacional Cumbres de Monterrey

Rufino Sandoval-García¹, Javier Jiménez-Pérez^{1*}, José Israel Yerena-Yamalle¹, Oscar Alberto Aguirre-Calderón¹, Eduardo Alanís-Rodríguez¹ y Marco Vinicio Gómez-Meza²

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

² Universidad Autónoma de Nuevo León. Facultad de Economía. Monterrey, Nuevo León, México.

* Autor de correspondencia. jjimenez20@gmail.com

RESUMEN

La mayoría de las reforestaciones en México presentan un porcentaje bajo de supervivencia y son abandonadas después de su establecimiento, por lo tanto, no pueden ser consideradas como una alternativa real de solución, debido a que un verdadero proceso de restauración ecológica requiere que las actividades estén en función de las necesidades del ecosistema, cuenten con un diseño e implementación de estrategias, así como con un programa de evaluación y monitoreo. El presente estudio tiene como objetivo analizar la supervivencia y crecimiento de una reforestación de *Pinus cembroides* Zucc., en combinación con diferentes estrategias de restauración ecológica en el Parque Nacional Cumbres de Monterrey. Los resultados indican que las estrategias de nucleación, asociación de grupos funcionales y generación de condiciones microclimáticas en combinación con la reforestación, permiten aumentar el porcentaje de supervivencia en 92%, mejoran la capacidad de infiltración y reducen el estrés hídrico. La malla atrapaniebla tuvo una condensación promedio de 0.8 l/m²/día, de la neblina y rocío, así como una reducción de 70% de la iluminancia. El hidrogel requiere de una constante hidratación, por lo que, su efectividad se reduce en áreas de baja precipitación. La translocación de suelos mejora la capacidad de infiltración y la asociación de grupos funcionales de Anderson, permitiendo una asociación simbiótica que mejora la fijación de N y otros macronutrientes para las plantas.

PALABRAS CLAVE: grupos funcionales de Anderson, hidrogel, malla atrapaniebla, micorrización, translocación de suelo.

ABSTRACT

Most reforestation in Mexico have a low survival rate and are abandoned after their establishment; therefore, they cannot be considered as a real alternative solution, because a proper ecological restoration process requires that the activities are based on the needs of the ecosystem, have a design and implementation of strategies, as well as an evaluation and monitoring program. The present study aims to analyze the survival and growth of a reforestation of *Pinus cembroides* Zucc., in combination with different ecological restoration strategies in the Parque Nacional Cumbres de Monterrey. Results indicate that strategies of nucleation, association of functional groups, and generation of microclimatic conditions in combination with reforestation increase the percentage of survival up to 92%, improve the infiltration capacity, and reduce water stress. The fog-trapping mesh had an average condensation of 0.8 l/m²/day of fog and dew, as well as a 70% reduction in light intensity. The hydrogel requires constant hydration; therefore, its effectiveness is reduced in areas of low precipitation. The translocation of soils improves infiltration capacity and the association of Anderson functional groups, allowing a symbiotic association that improves the fixation of N and other macronutrients for plants.

KEYWORDS: Anderson functional groups, hydrogel, fog water collector, mycorrhization, topsoil translocation.

INTRODUCCIÓN

El territorio mexicano ha tenido una compleja historia evolutiva mediante diversos procesos de orogenia, vulcanismo, intemperismo y otros factores modeladores del paisaje, lo que le ha permitido una gran variedad de ecosistemas y formas de vida (González, 2004; Rzedowski, 2006); sin embargo, estos ecosistemas se han visto afectados con la pérdida de cobertura forestal, fragmentación, cambios graduales en el microclima, degradación de suelos, pérdida de nutrientes, disminución de la capacidad de recarga hídrica, pérdida de biodiversidad y sedimentación de ríos y cuerpos de agua (López-Barrera et al., 2017).

Para revertir estas consecuencias se han diseñado diversas estrategias de restauración ecológica, las cuales buscan promover la transformación del ecosistema degradado hacia un sistema con atributos similares a los de referencia y dirigida a restaurar un estado de resiliencia ecológica equilibrada (Barrera-Cataño et al., 2010; Clewell y Aronson, 2013).

La restauración ecológica se debe considerar como una actividad intencional que interrumpa los procesos responsables de la degradación, disminuya las barreras bióticas y abióticas que impiden la recuperación del ecosistema, incremente la diversidad florística, mejore la conectividad funcional entre los fragmentos y acelere los procesos de sucesión ecológica (Sánchez et al., 2004; González et al., 2016).

La identificación de áreas prioritarias permite orientar y optimizar los esfuerzos de conservación y restauración; se debe fundamentar en criterios de restricción, amenazas, vulnerabilidad, resiliencia e irremplazabilidad, que permitan garantizar la permanencia de los servicios ambientales relacionados con el ecosistema (Chávez-González et al., 2014). La priorización espacial de los sitios de restauración de la biodiversidad a escala nacional va a la par con la designación de áreas protegidas, por lo cual, se deben plantear como un análisis de complementariedad basado en las diferencias entre las distribuciones de especies pasadas,

presentes y la viabilidad de la restauración, principalmente para especies en un algún estatus de riesgo (Yoshioka et al., 2014).

Una de las estrategias de mayor uso para acelerar los procesos de restauración es la implementación de reforestaciones a gran escala; sin embargo, dichos esfuerzos no han alcanzado el éxito deseado y las tasas de supervivencia son bajas, debido a que no se considera la dinámica de crecimiento de los árboles, ni los problemas relacionados con las altas temperaturas, heladas, plagas, enfermedades y la disponibilidad de agua (Mexal et al., 2008; Burney et al., 2015; Moreno-Casasola et al., 2015; Prieto et al., 2018).

La mayor parte del agua que utilizan las plantas para sus procesos fisiológicos proviene del suelo y el déficit de ella suele actuar como un factor limitante en su crecimiento. A menudo, esto conduce a enormes tasas de mortalidad en las plántulas recién establecidas, principalmente en zonas donde se presentan períodos consecutivos, de 70 días a 80 días (incluso 120 días), sin ningún evento de lluvia significativo (Kirkham, 2005; García-Hernández et al., 2007). Adicional a este problema, los suelos pierden nutrientes, micorrizas y microorganismos como consecuencia de los procesos de erosión (Navarro et al., 2017).

Por tal motivo, existe la necesidad de diseñar y establecer estrategias de restauración ecológica para recuperar la estructura y composición del ecosistema, mejorar la conectividad entre los fragmentos, disminuir los tiempos de recuperación de las áreas intervenidas y recobrar bienes y servicios ecosistémicos (Gómez-Baggethuy Groot, 2007; Hester y Harrison, 2010; Aguilar-Garavito y Ramírez, 2015; Sanchón et al., 2016).

OBJETIVOS

Comparar las estrategias de restauración ecológica en combinación con una reforestación de *Pinus cembroides* Zucc., mediante la supervivencia y crecimiento a un año de su establecimiento.



MATERIALES Y MÉTODOS

El área de estudio se localiza en el Parque Nacional Cumbres de Monterrey (PNCM), en el predio denominado “El Refugio”, municipio de Santa Catarina, Nuevo León (Fig. 1). El clima es C(w1) templado subhúmedo, con temperatura media anual entre 12 °C y 18 °C, precipitación anual de 200 mm a 1800 mm y lluvias de verano de 5% a 10.2% anual. El suelo dominante es tipo Leptosol, el cual se caracteriza por ser delgado y pedregoso, con roca continua en o muy cerca de la superficie (Inegi, 2019).

La vegetación dominante es bosque de pino-encino, en donde se distribuyen especies como: *Pinus cembroides* Zucc., *Pinus greggii* Engelm., *Quercus hirtifolia* M.L. Vázquez, S. Valencia & Nixon, *Quercus pringlei* Seemen ex Loes., *Quercus grisea* Liebm., *Juniperus monticola* Martínez., *Cercocarpus montanus* Raf. y *Dalea bicolor* Willd (Alanís-Flores y Velazco-Macías, 2013).

Se diseñó una parcela experimental de una superficie de 1.07 ha (110 m × 97.5 m), en la cual se estableció una reforestación de *Pinus cembroides* Zucc., en combinación con diferentes estrategias de restauración ecológica (Tabla 1).

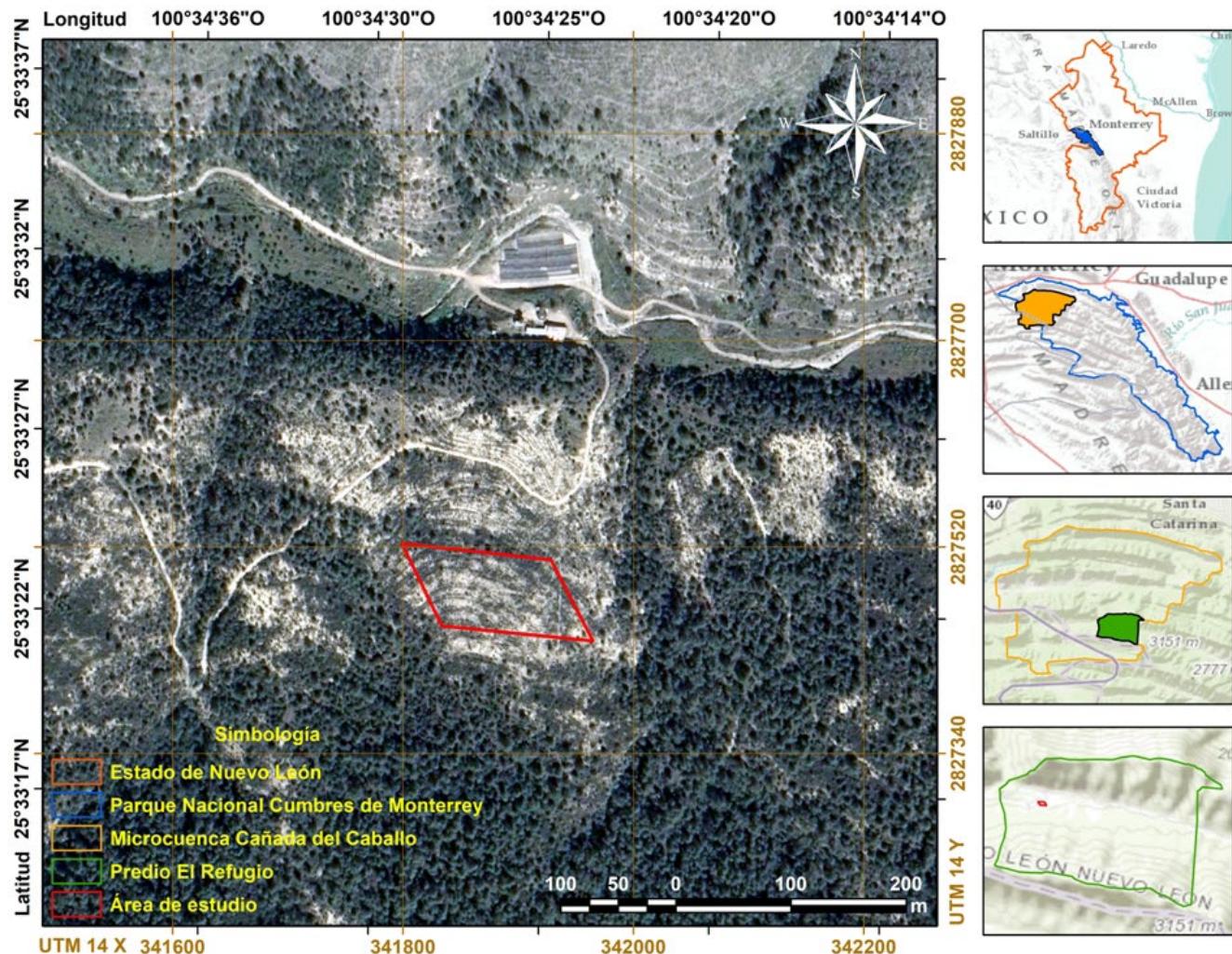


FIGURA 1. Localización del área de estudio.

TABLA 1. Estrategias de restauración ecológica en combinación con *Pinus cembroides*.

<i>Tratamiento</i>	<i>Descripción</i>
1. Hidrogel (30 gramos por planta)	Es un polímero compuesto por sustancias en estado coloidal con apariencia sólida, tiene la capacidad cambiar su estructura tridimensional para la absorción de agua y su liberación gradual, contribuyendo a disminuir el estrés hídrico (Ríos-Saucedo et al., 2011; Landis y Haase, 2012; Crous, 2016; Abdallah, 2019).
2. Fertilizantes de liberación controlada (30 gramos por planta)	Son fertilizantes solubles en agua revestidos por un polímero que tiene pequeños orificios por donde pasa el agua hacia el gránulo y lo disuelve para liberar lentamente el fertilizante (NPK) en un periodo de cinco a seis meses. Estos productos mejoran la supervivencia y crecimiento de la planta, por el uso eficiente del agua y nutrientes, debido a que estimulan el desarrollo de sus raíces (Rose et al., 2004; Haase et al., 2007; Reyes-Millalón et al., 2012; León-Sánchez et al., 2016; Gibson et al., 2019).
3. Micorrizas arbusculares (10 gramos por planta)	Es un tipo de endomicorriza en la que el hongo penetra en las células corticales de las raíces de una planta vascular. En esta asociación simbiótica, el hongo ayuda a la planta a capturar nutrientes como fósforo, azufre, nitrógeno y micronutrientes del suelo (Diaz et al., 2010; Fajardo et al., 2011; Lowenfels, 2017; Selvaraj et al., 2019; Kilpelainen et al., 2020; Tran et al., 2020).
4. Malla atrapaniebla	Estructura de tubo de CPVC de 50 cm × 50 cm, recubierto con malla sombra de tipo Raschel 50%, instalada alrededor de los individuos para condensar el agua de neblina y rocío, así como reducir la iluminancia (Fig. 43a) (Molina y Escobar, 2008; Gabriel y Laurent, 2008; Estrela et al., 2009; Ebner et al., 2011; Valiente et al., 2011; Domen et al., 2014; Regaldo y Ritter, 2017).
5. Grupos funcionales de Anderson	Los grupos funcionales de Anderson son especies de plantas que desempeñan funciones complementarias en un ecosistema particular, como las coníferas (<i>Pinus cembroides</i>), leguminosas (<i>Lupinus caudatus</i>) y gramíneas (<i>Bouteloua dactyloides</i>) (Fig. 4a) (McLaren, 2006; Byun et al., 2013; Muler et al., 2018; Vásquez-Valderrama y Solorza-Bejarano, 2018; Fan et al., 2019).
6. Translocación de suelo (nucleación)	Colocación de sustrato proveniente de bosques conservados adyacentes al área de estudio, con la finalidad de iniciar la nucleación del área por la transferencia de atributos fisicoquímicos del suelo, materia orgánica, microorganismos y biomasa (Tres y Reis, 2009; Bulot et al., 2017; Douterlungne et al., 2018).
7. Reforestación tradicional (testigo)	La reforestación tradicional es considerada como uno de los métodos de restauración activa más popular, debido a que tienen la finalidad de establecer un dosel y catalizar la sucesión de bosques nativos (Grossnickle, 2012; Prieto et al., 2018).

Los tratamientos se distribuyeron en bloques al azar con cuatro repeticiones. En cada bloque se plantaron 25 individuos a una equidistancia de 3 m, dando un total de 28 bloques y 700 árboles (Fig. 2).

La reforestación se realizó del 1 al 3 de abril de 2019, con un riego inicial de 10 litros por planta con la finalidad de iniciar el proceso hidratación del hidrogel, asimilación de nutrientes y micorrización (Fig. 3).

La planta utilizada para la reforestación se obtuvo de un vivero tradicional de malla sombra en Laguna de Sánchez, Santiago, Nuevo León, cuyo proceso de producción fue en bolsas negras de polietileno, con un sustrato a base de peat-moss, limo, arena y tierra de monte; mientras que la producción de *Lupinus caudatus* y *Bouteloua dactyloides* se realizó en las instalaciones del vivero de Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad Autónoma de Nuevo León, en charolas de plástico de



poliestireno de 40 cavidades, con germoplasma y material vegetativo colectado de bosques cercanos al área de estudio.

Los tratamientos aplicados en combinación con la reforestación de *P. cembroides* se consideran como estrategias de restauración ecológica (ecotecnologías), debido a que cumplen funciones que estimulan e inciden en los procesos

sucesionales de los ecosistemas degradados, los cuales dependen de la capacidad de la conectividad de los fragmentos aledaños (Cubina y Aide, 2001; Moilanen y Hanski, 2001; Tres et al., 2005; Reis y Tres, 2007; Piñeiro et al., 2013).

HID (Bloque 2)	GFA (Bloque 1)	MA (Bloque 4)	FLC (Bloque 1)	GFA (Bloque 4)	MIC (Bloque 3)	FLC (Bloque 3)
HID (Bloque 1)	NUC (Bloque 1)	TES (Bloque 4)	MA (Bloque 3)	HID (Bloque 4)	FLC (Bloque 2)	GFA (Bloque 2)
MIC (Bloque 1)	NUC (Bloque 2)	MIC (Bloque 2)	TES (Bloque 3)	NUC (Bloque 3)	GFA (Bloque 3)	MA (Bloque 2)
HID (Bloque 3)	TES (Bloque 2)	NUC (Bloque 4)	MA (Bloque 1)	MIC (Bloque 4)	FLC (Bloque 4)	TES (Bloque 1)

FIGURA 2. Distribución de tratamientos.

HID (hidrogel), FLC (fertilizantes de liberación controlada), MIC (micorrizas arbusculares), MA (malla atrapaniebla), GFA (grupos funcionales de Anderson), NUC (nucleación), TES (testigo).



FIGURA 3. Malla atrapaniebla (a) y grupos funcionales de Anderson (b).

Variables evaluadas

Propiedades químicas del suelo. Se evaluó la fertilidad del suelo mediante un analizador digital de tres vías Lustre Leaf 1835, con la finalidad de conocer la disponibilidad de los nutrientes, nitrógeno (N), fósforo (P) y potasio (K), así como el pH y la temperatura del suelo a una profundidad de 20 cm, ya que estas variables influyen en el desarrollo óptimo de las plantas (Acevedo-Sandoval et al., 2010).

Velocidad de infiltración. La infiltración es la capacidad de un suelo para permitir la entrada de agua, la cual depende de factores como la compactación, textura, materia orgánica y proceso de degradación del suelo (Alvarado y Barahona-Palomo, 2016). La velocidad de infiltración se determinó con un infiltrómetro de anillo simple de 21 cm de diámetro, utilizando la ecuación 1.

$$VIM = V / (A * t) \quad (1)$$

donde:

VIM : velocidad de infiltración media ($\text{ml cm}^{-2} \text{ min}^{-1}$)

V : volumen de agua (ml)

A : área interna del cilindro (cm^2)

t : tiempo de infiltración (min)

Iluminancia. Iluminancia (klux) se define como la cantidad de flujo luminoso que incide sobre una superficie, para su medición se utilizó un medidor de luz de amplio rango EA30 ®.

Precipitación y temperatura. La precipitación (mm) y temperatura (°C) se registraron mediante una estación de lluvia inalámbrica La Crosse Technology ®, la cual tiene la capacidad de almacenar la información por semana, mes y año (Fig. 3a).

Captación de agua de neblina y rocío. Para determinar la cantidad de agua microscópica que contiene la neblina y rocío en el área de estudio ($\text{l/m}^2/\text{d}$), se instaló un neblinómetro de 1 m^2 (Fig. 4b).

Supervivencia y crecimiento. Se determinó el porcentaje de supervivencia (ecuación 2) de cada uno de los tratamientos a un año de su establecimiento, en intervalos de tres meses, para lo cual se realizó un censo total de la población establecida, evaluando el diámetro basal y la altura.

$$\text{Supervivencia (\%)} = (\text{Plantas vivas}/\text{Plantas establecidas}) * 100 \quad (2)$$



FIGURA 4. Estación de lluvia inalámbrica (a) y neblinómetro (b).



Análisis estadístico

Se realizó un análisis de varianza (ANOVA) para determinar la existencia diferencias significativas con respecto a los valores de diámetro basal, altura y supervivencia de los diferentes tratamientos. Para identificar diferencia o similitud entre tratamientos, se realizaron pruebas de comparación de medias (Tukey); por otro lado, la dependencia entre diámetro basal y altura se determinó mediante un análisis de correlación de Spearman y Pearson. Los análisis se llevaron a cabo con el paquete estadístico SPSS 22.0 (International Business Machines [IBM], 2013).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El análisis de fertilidad indica que el suelo del área de estudio presenta valores muy bajos de N y K (< 50 ppm), así como en P (< 4 ppm). Por lo tanto, para mejorar la respuesta en el crecimiento, se requiere de la aplicación de fertilizantes de liberación controlada con un periodo de entrega más amplio y reducir la competencia con malezas (Reyes-Millalón et al., 2012).

El pH tiene una tendencia hacia la alcalinidad (7.0 – 7.9), siendo el óptimo en un intervalo de 5.5 a 6.9. La temperatura del suelo, a una profundidad de 20 cm, oscila entre 25 °C y 34 °C, por encima de los óptimos (21 °C - 26

°C). Dichos factores limitan el crecimiento de las plantas e influyen en la mortalidad en el área de estudio.

La velocidad de infiltración presenta una tasa de máxima de 7.40 ml cm⁻² min⁻¹ y una mínima de 0.21 ml cm⁻² min⁻¹ (Fig. 5a), lo cual se asemeja a lo registrado por García-Hernández et al. (2007) en un bosque de pino sin mantillo (6.01 ml cm⁻² min⁻¹ y 0.72 ml cm⁻² min⁻¹). Esto se debe a que la capacidad de recarga hídrica es afectada por las características del perfil edáfico, como la textura, la estructura, la cantidad de materiales orgánicos e inorgánicos, así como por el tamaño y volumen total del espacio poroso (Carrica y Lexow, 2004). Estas características son generadas por diferentes especies de coníferas y hojas, con la incorporación de hojarasca, y mejoran las condiciones del suelo para la infiltración, pues se reduce el escurrimiento y la susceptibilidad a la erosión, al absorber e interceptar la lluvia y funcionar como barrera (García-Hernández et al., 2007).

Los valores de iluminancia indican un incremento progresivo a partir de las 10 a. m. (46 klux) y alcanzan un punto máximo a las 2 p. m. (82 klux), seguido por un descenso gradual (Fig. 5b), mientras que bajo el dosel de un bosque de pino-encino se observa una reducción promedio de 70%.

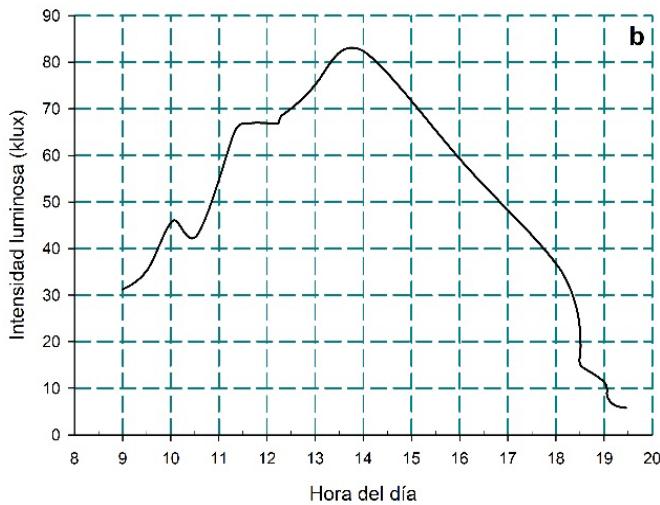
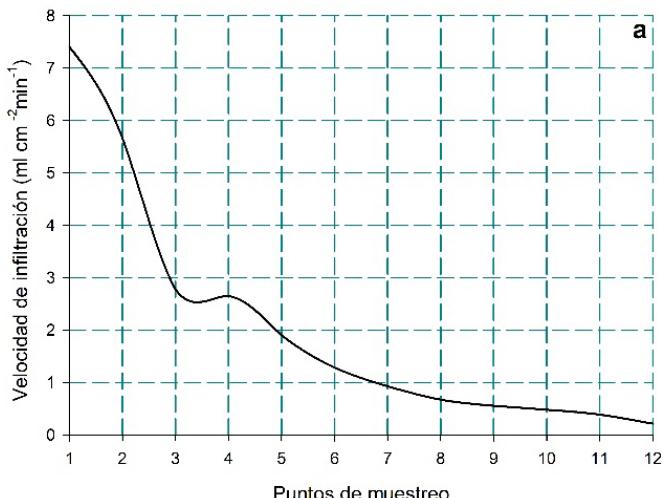


FIGURA 5. Velocidad de infiltración (a) e iluminancia (b).

De acuerdo el registro histórico (1958-2019) de la estación meteorológica Agua Blanca (19002), se identifican períodos de retorno de las lluvias, los cuales en promedio se presentan cada 11 años con intervalos cada 3 años (Fig. 6a), siendo los años de mayor precipitación 1976 (954.5 mm), 1988 (1154.6 mm), 2002 (1029.5 mm), 2003 (1052 mm) y 2010 (1632.5 mm). La precipitación anual en el área de estudio fue de 341 mm, muy por debajo del promedio que se registra en la región (643 mm), siendo este uno de los principales factores de la baja supervivencia en el PNCM (Fig. 6b).

El neblinómetro registró una condensación diaria promedio de neblina y rocío de 0.8 L m⁻², valor muy por

debajo de lo registrado en otros países como Chile, Hawaii, Perú y Ecuador (3 L m⁻², 4 L m⁻², 9 L m⁻² y 12 L m⁻² diarios, respectivamente) (Godínez, 2013). Sin embargo, esta agua contribuye al mantenimiento de los ecosistemas, debido a que durante el año se registran más de 170 días con neblina, por lo cual, su captación es de suma importancia como estrategia de restauración ecológica.

De acuerdo con el análisis de correlación de Sperman 0.139, p < 0.001 y Pearson 0.157, p < 0.001, *Pinus cembroides* presenta una correlación positiva y conforme aumenta el diámetro basal también incrementa la altura, no obstante, en una etapa inicial su crecimiento es lento y aumenta gradualmente (Fig. 7a).

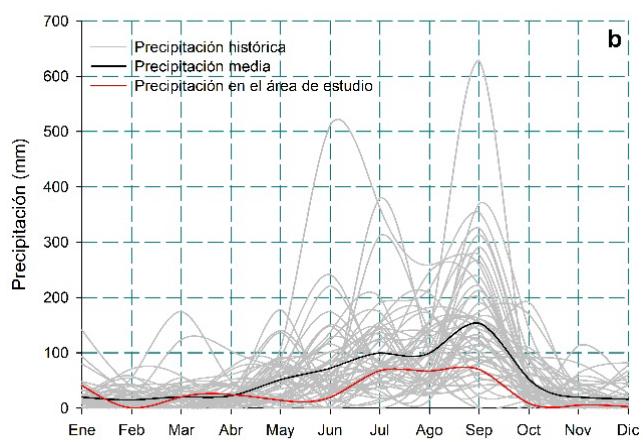
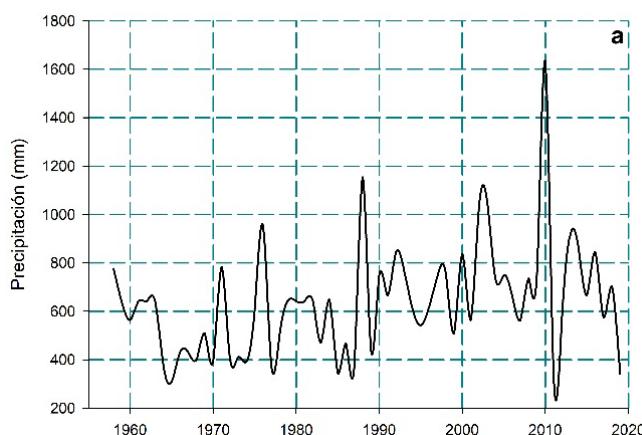


FIGURA 6. Precipitación anual histórica (a) y mensual (b).

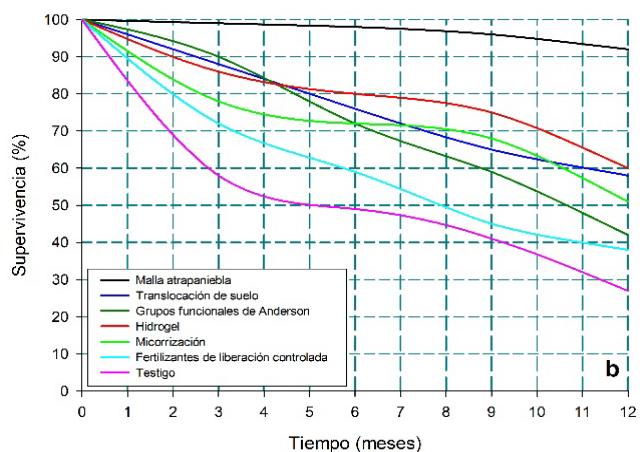
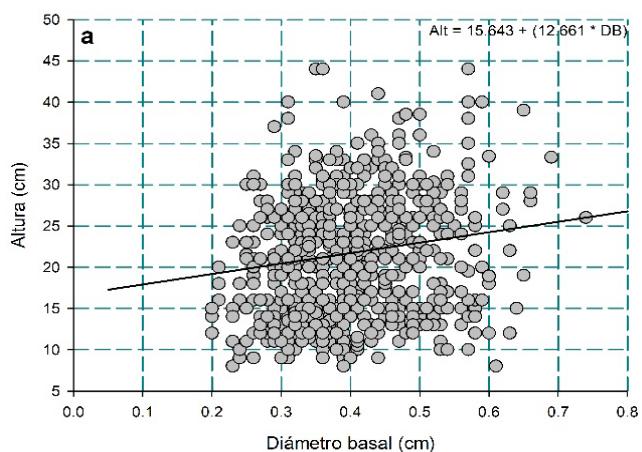


FIGURA 7. Distribución de frecuencia (a) y porcentaje de supervivencia (b).



De los tratamientos establecidos, el que presentó mayor porcentaje de supervivencia a los 12 meses fue el de malla atrapaniebla con 92%, seguido del hidrogel con 60%, la nucleación con 58%, la micorrización con 51%, los grupos funcionales de Anderson con 42% y los fertilizantes de liberación controlada con 38%; el testigo presentó una supervivencia de 27% (Fig. 7b). Por otro lado, mediante un análisis ANOVA ($\alpha = 0.05$), solo se observó diferencia significativa entre el tratamiento con malla atrapaniebla y el testigo ($F = 2.272$, $P = 0.065$); esto se debe al proceso de mortalidad registrado durante intervalos de tres meses, que en promedio disminuye el margen de supervivencia, generando una diferencia significativa en la prueba de Tukey de 38.04.

Los resultados son similares a los registrados por García (2020), quien evaluó los patrones de supervivencia de *Pinus cembroides* sin tratamientos en una comunidad montañosa del noreste de México. El estudio obtuvo como resultado una supervivencia promedio de 44.9% en áreas con pendiente pronunciadas mayores a 30°, 19.9% en suelo abierto, 24.6% bajo el dosel de pino y 55.5% bajo el sotobosque, lo que indica una alta interacción bajo plantas nodrizas.

Mientras que en la evaluación realizada por de los Ríos et al. (2008), sobre ensayos de especies con pinos piñoneros en el noreste de México, se obtuvo una supervivencia de 60%. Dicho porcentaje está relacionado con la escasa precipitación anual, menor a 600 mm, y con la alta evapotranspiración potencial que alcanza los 900 mm en Iturbide, Nuevo León.

Gómez-Romero et al. (2012) observaron una supervivencia para la especie de 81%, superior a especies como *P. pseudostrobus*, *P. devoniana* y *P. greggii*; sin embargo, su crecimiento en diámetro y altura es menor.

Realizando el comparativo de los tratamientos, se determinó que existen diferencias significativas en diámetro basal ($F = 12.112$, $P < 0.001$), principalmente entre tratamiento con malla atrapaniebla y nucleación, con respecto a fertilizantes de liberación controlada, micorriza arborescente y el testigo (Fig. 8a). En la altura ($F = 4.5834$, $P < 0.001$), la diferencia se da entre la malla atrapaniebla,

grupos funcionales y nucleación, con relación a los tratamientos de fertilizantes de liberación controlada, micorriza arborescente, hidrogel y el testigo (Fig. 8b).

La disponibilidad de agua en el suelo permite un mejor flujo de nutrientes en las plantas, lo que se expresa en el crecimiento en altura (León-Sánchez et al., 2016); debido a este factor se observó una mayor variabilidad en la altura con respecto al diámetro basal de *P. cembroides*. La baja precipitación propició la muerte prematura de yemas terminales.

La condensación de agua y reducción de la iluminancia por la malla atrapaniebla permite una mejor supervivencia y crecimiento de las especies, con un costo promedio de MXN 100 (aproximadamente USD 5 al tipo de cambio de 2020) por cada estructura y una vida útil de 10 años. Por lo tanto, este tratamiento permite cumplir con objetivos económicos y ecológicos en los proyectos de restauración. Se recomienda mantener el tratamiento en las áreas de restauración durante un periodo promedio de dos años, que es la etapa más crítica de una reforestación.

CONCLUSIONES

La exposición de las plantas a condiciones de estrés hídrico y nutrición mineral influye significativamente en la mortalidad y el bajo crecimiento de *Pinus cembroides*. Las estructuras para la captación de neblina y rocío generan condiciones microclimáticas que aumentan la supervivencia y permiten un mayor crecimiento en diámetro y altura. El transporte y establecimiento de las mallas atrapaniebla es práctico, lo que permite su uso en condiciones de topografía accidentada, baja precipitación y difícil recuperación natural. Por todo ello, esta solución es potencialmente viable en procesos de restauración ecológica.

Las estrategias de nucleación, uso de hidrogel, fertilizantes de liberación controlada y micorrizas propician la formación de micro hábitats de especies de flora y microfauna que inciden en la recuperación de ecosistemas degradados. Sin embargo, la efectividad de estas ecotecnologías se ve limitada porque requieren de una continua hidratación para la interacción, disolución y

transporte de sus nutrientes. El suelo del sitio de estudio no puede proporcionar esta condición de hidratación debido a su temperatura, alcalinidad, compactación y baja capacidad de infiltración.

Los grupos funcionales de Anderson y la reforestación testigo son afectados por las altas temperaturas que se registran durante el día y la baja precipitación que se presentan de manera esporádica y en un periodo muy corto.

Se recomienda realizar estudios en donde se establezcan las estructuras de captación de neblina y rocío, en combinación con diferentes ecotecnologías para aumentar la disponibilidad de agua por condensación, disminuir la iluminancia, mejorar la capacidad de infiltración y fomentar la fijación de nitrógeno, principalmente en zonas áridas y semiáridas.

RECONOCIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, por la beca de posgrado otorgada al primer autor, a la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad Autónoma de Nuevo León y al Fondo de Agua Metropolitano de Monterrey por el financiamiento para la realización de la presente investigación.

REFERENCIAS

- Abdallah, A. M. (2019). The effect of hydrogel particle size on water retention properties and availability under water stress. *International Soil and Water Conservation Research*, 7(3), 275-285. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2019.05.001>
- Acevedo-Sandoval, O., Valera-Pérez, M. A., & Prieto-García, F. (2010). Propiedades físicas, químicas y mineralógicas de suelos forestales en Acaxochitlán, Hidalgo, México. *Universidad y Ciencia*, 26(2), 137-150.
- Aguilar-Garavito, M., & Ramírez, W. (2015). *Monitoreo a procesos de restauración ecológica, aplicado a ecosistemas terrestres*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander Von Humboldt.
- Alanís-Flores, G., & Velazco-Macías, C. (2013). Tipos de Vegetación. En C. Cantú, M. Rovalo, J. Marmolejo, S. Ortíz, & F. Seriña (Eds.), *Historia Natural del Parque Nacional Cumbres de Monterrey*, México. (1a ed., pp.117-126). UANL-CONANP.
- Alvarado B., C., & Barahona-Palomo, M. (2016). Comparación de tres métodos de infiltración para calcular el balance hídrico del suelo, en la Cuenca del río Suquíapa, El Salvador. *Cuadernos de Investigación UNED*, 9(1), 23-33. <https://doi.org/10.22458/urj.v9i1.1674>
- Barrera-Cataño, J. I., Contreras-Rodríguez, S. M., Garzón-Yepes, N. V., Moreno Cárdenas, A. C., & Montoya-Villarreal, S. P. (2010). *Manual para la restauración ecológica de los ecosistemas disturbados del Distrito Capital*. Secretaría Distrital de Ambiente (SDA) - Pontificia Universidad Javeriana (PUJ).
- Bulot, A., Potard, K., Bureau, F., Berard, A., & Dutoit, T. (2017). Ecological restoration by soil transfer: impacts on restored soil profiles and topsoil functions. *Restoration Ecology*, 25(3), 354-366. <https://doi.org/10.1111/rec.12424>.
- Burney, O., Aldrete, A., Álvarez R., R., Prieto R., J. A., Sánchez V., J. R., & Mexal, J. G. (2015). México-Addressing challenges to reforestation. *Journal of Forestry*, 113(4), 404-413, <https://doi.org/10.5849/jof.14-007>.
- Byun, C., de Blois, S., & Brisson J. (2013). Plant functional group identity and diversity determine biotic resistance to invasion by an exotic Grass. *Journal of Ecology*, 101, 128-139. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12016>
- Carrica, J. C., & Lexow, C. (2004). Evaluación de la recarga natural al acuífero de la cuenca superior del arroyo Napostá Grande, provincia de Buenos Aires. *Revista de la Asociación Geológica de Argentian*, 59(2), 281-290.
- Chávez-González, H., González-Guillén, M. J., & Hernández-de la Rosa, P. (2014). Metodologías para identificar áreas prioritarias para conservación de ecosistemas naturales. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 6(27), 8-23. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v6i27.277>
- Clewell, A. F., & Aronson, J. (2013). *Ecological restoration: Principles, values and structure of an emerging profession* (2a ed.). Island Press.
- Crous, J. W. (2016). Use of hydrogels in the planting of industrial wood plantations. *Southern Forests*, 79(3), 197-213. <https://doi.org/10.2989/20702620.2016.1221698>
- Díaz, G., Carrillo, C., & Honrubia, M. (2010). Mycorrhization, growth and nutrition of *Pinus halepensis* seedlings fertilized with different doses and sources of Nitrogen. *Annals of Forest Science*, 67, 405. <https://doi.org/10.1051/forest/2009125>
- Domen, J. K., Stringfellow, W. T., Camarillo, M. K., & Gulat, S. (2014). Fog water as an alternative and sustainable water resource. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 16, 235-249. <https://doi.org/10.1007/s10098-013-0645-z>
- Douterlungne, D., Cortés M., G. M., Badano, E. L., Flores C., J. A. & Flores R., J. D. (2018). Restoring oak forests on bare ground using topsoil translocation. *Ecological Engineering*, 120, 76-84. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.05.036>



- Ebner, M., Miranda, T., & Roth-Nebelsick, A. (2011). Efficient fog harvesting by *Stipagrostis sabulicola* (Namib dune bushman grass). *Journal of Arid Environments*, 75(6), 524-531. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2011.01.004>
- Estrela, M. J., Valiente, J. A., Corell D., Fuentes, D., & Valdecantos, A. (2009). Prospective use of collected fog water in the restoration of degraded burned areas under dry Mediterranean conditions. *Agricultural and Forest Meteorology*, 149(11), 1896-1906. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2009.06.016>
- Fajardo, L., Cuenca, G., Arrindell, P., Capote, R., & Hasmy, Z. (2011). El uso de los hongos micorrízicos arbusculares en las prácticas de restauración ecológica. *Interciencia*, 36(12), 931-936.
- Fan, K., Tao, J., Zang, L., Yao, J., Huang, J., Lu, X., Ding, Y., Xu, Y., & Zang, R. (2019). Changes in plant functional groups during secondary succession in a tropical montane rain forest. *Forests*, 10(12), 1134. <https://doi.org/10.3390/f10121134>
- Gabriel, G., & Jauze, L. (2008). Fog water interception by *Sophora denudata* trees in a Reunion upper-montane forest, Indian Ocean. *Atmospheric Research*, 87(3-4), 338-351. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2007.11.014>
- García, J. F. (2020). Patrones de supervivencia de *Pinus cembroides* Zucc. en una comunidad montañosa del NE de México. *Ciencia UANL*, 23(99), 31-40. <http://doi.org/10.29105/cienciauanl23.99-1>
- García-Hernández, M. A., García-Hernández, M. A., Castellanos-Vargas, I., Cano-Santana, Z., & Peláez-Rocha, C. M. (2007). Variación de la velocidad de infiltración media en seis ecosistemas inalterados. *Terra Latinoamericana*, 26(1), 21-27.
- Gibson, E. L., Gonçalves, E. D. O., Santos, A. R. D., Araújo, E. F., & Caldeira, M. V. W. (2019). Controlled-Release fertilizer on growth of *Melanoxylon brauna* Schott Seedlings. *Floresta e Ambiente*, 26(Esp. 1), 1-7. <https://doi.org/10.1590/2179-8087.041818>
- Godínez H., T. L. (2013). *Recolección de agua por rocío y niebla* [Tesis de licenciatura, Universidad Autónoma de México].
- Gómez-Baggeth, E., & de Groot, R. (2007). Capital natural y funciones de los ecosistemas: explorando las bases ecológicas de la economía. *Ecosistemas*, 16(3), 4-14.
- Gómez-Romero, M., Sáenz-Romero, C., Soto-Correa, J. C., Blanco-García J. A., Villegas, J., & Lindig-Cisnero, R. (2012). Estudio de especies de pino para restauración de sitios degradados. *Agrociencia*, 46(8), 795-807.
- González M., F. (2004). *Las comunidades vegetales de México*. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales - Instituto Nacional de Ecología.
- González O., M. L., Plascencia-Escalante, F. O. & Martínez-Trinidad, T. (2016). Áreas prioritarias para restauración ecológica y sitios de referencia en la región Chignahuapan. *Madera y Bosques*, 22(2), 41-52 <https://doi.org/10.21829/myb.2016.2221323>.
- Grossnickle, S. C. (2012). Why seedlings survive: influence of plant attributes. *New Forests*, 43, 711-738. <https://doi.org/10.1007/s11056-012-9336-6>
- Haase, D. L., Alzugaray, P., Rose, R., & Jacobs, D. F. (2007). Nutrient-Release Rates of Controlled-Release Fertilizers in Forest Soil. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 38(5-6), 739-750. <https://doi.org/10.1080/00103620701220692>
- Hester, R. E., & Harrison, R. M. (2010). *Ecosystem Services*. Royal Society of Chemistry.
- International Business Machines [IBM]. (2013). SPSS Statistics for Windows, Versión 22.0.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía [Inegi]. (2019). *Conjuntos de datos vectoriales de información topográfica escala 1:250 000 Nuevo León Serie VI*. <https://www.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=889463776895>
- Kilpeläinen, J., Aphalo, P. J., & Lehto, T. (2020). Temperature affected the formation of arbuscular mycorrhizas and ectomycorrhizas in *Populus angustifolia* seedlings more than a mild drought. *Soil Biology and Biochemistry*, 146, 107798. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2020.107798>
- Kirkham, M. B. (2005). *Principles of soil and plant water relations*. Academic Press.
- Landis, T. C. & Haase, D. L. (2012). Applications of hydrogels in the nursery and during outplanting. En D. L. Haase, J. R. Pinto, & L. E. Riley (Eds.), *National Proceedings: Forest and Conservation Nursery Associations - 2011* (pp. 53-58). Fort Collins (CO): USDA Forest Service <http://www.fs.fed.us/rm/pubs/rmrsp068.html>
- León-Sánchez, M. A., Reyes-Pozo, J. L., Herrero-Echevarría, G., & Pérez-León, V. E. (2016). Efecto de la fertilización sobre el crecimiento en diámetro y altura de *Pinus caribea* en plantaciones del occidente de Cuba. *Madera y Bosques*, 22(3), 87-101. <https://doi.org/10.21829/myb.2016.2231115>
- López-Barrera, F., Martínez-Garza, C. & Ceccon, E. (2017). Ecología de la restauración en México: estado actual y perspectivas. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 88(2017), 97-112.. <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2017.10.001>
- Lowenfels, J. (2017). *Teaming with fungi: the organic grower's guide to mycorrhizae*. Timber Press.

- McLaren, J. R. (2006). Effects of plant functional groups on vegetation dynamics and ecosystem properties. *InfoNorth*, 59(4), 449-452.
- Mexal, J. G., Cuevas, R. A., & Landis, T. D. (2008). Reforestation success in central Mexico: factors determining survival and early growth. *Tree Planters' Notes*, 53(1) 16-22.
- Molina, J. M. & Escobar, C. M. (2008). Fog Collection Variability in the Andean Mountain Range of Southern Colombia. *Die Erde*, 139(1-2), 127-140.
- Moreno-Casasola, P., Infante Mata, D., Laborde D., J., Madero Vega, C., & Travieso B., A. C. (2015). *Reforestación y enriquecimiento de especies arbóreas en los médanos. Guía práctica*. INECOL - OIMT.
- Muler, A. L., Canham, C. A., Van Etten, E. J. B., Stock, W. D., & Froend, R. H. (2018). Using a functional ecology approach to assist plant selection for restoration of Mediterranean woodlands. *Forest Ecology and Management*, 424, 1-10. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.04.032>
- Navarro, J. A., Goberna, M., González, G., Castillo, V. M., & Verdú del Campo, M. (2017). *Restauración ecológica en ambientes semiáridos. Recuperar las interacciones biológicas y las funciones ecosistémicas* (1a ed.). Consejo Superior de Investigaciones Científicas.
- Piñeiro, J., Maestre, F. T., Bartolomé, L., & Valdecantos, A. (2013). Ecotechnology as a tool for restoring degraded drylands: A meta-analysis of field experiments. *Ecological Engineering*, 61A, 133-144. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.09.066>
- Prieto R., J. A., Duarte S., A., Goche T., J. R., González O., M. M. & Pulgarín G., M. A. (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. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v9i47.182>
- Regalado, C. M., & Ritter, A. (2017). The performance of three fog gauges under field conditions and its relationship with meteorological variables in an exposed site in Tenerife (Canary Islands). *Agricultural and Forest Meteorology*, 233, 80-91. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2016.11.009>
- Reyes-Millalón, J., Gerding, V., & Thiers-Espinoza, O. (2012). Fertilizantes de liberación controlada aplicados al establecimiento de *Pinus radiata* D. Don en Chile. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 18(3), 313-328. <https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2011.08.060>
- de los Ríos C., E., de Hoogh, R., & Návar C., J. J. (2008). Ensayos de especies con pinos piñoneros en el noreste de México. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 14(2), 97-104.
- Ríos-Saucedo, J. C., Rivera-González, M., Valenzuela-Nuñez, L. M., Trucios-Caciano, R. & Rosales-Serna, R. (2011). Diagnóstico de las reforestaciones de mezquite y métodos para incrementar su sobrevivencia en Durango, México. *Revista Chapingo Serie Zonas Áridas*, 11(2), 63-67.
- Rose, R., Haase, D. L., & Arellano, E. (2004). Fertilizantes de entrega controlada: potencial para mejorar la productividad de la reforestación. *Bosque*, 25(2), 89-100. <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-92002004000200009>
- Rzedowski, J. (2006). *Vegetación de México* (1a ed.). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Sánchez, K., Jiménez, F., Velásquez, S., Piedra, M., & Romero, E. (2004). Metodología de análisis multicriterio para la identificación de áreas prioritarias de manejo del recurso hídrico en la cuenca del río Sarapiquí, Costa Rica. *Revista Recursos Naturales y Ambiente*, 41, 88-95.
- Sanchún, A., Botero, R., Morera, B., A., Obando, G., Russo, R. O., Scholz, C., & Spinola, M. (2016). *Restauración funcional del paisaje rural: manual de técnicas*. UICN.
- Selvaraj, A., Thangavel, K., & Uthandi, S. (2019). Arbuscular mycorrhizal fungi (*Glomus intraradices*) and diazotrophic bacterium (*Rhizobium* BMBS) primed defense in blackgram against herbivorous insect (*Spodoptera litura*) infestation. *Microbiological Research*, 231 126355. <https://doi.org/10.1016/j.micres.2019.126355>
- Tran, C. T. K., Watts-Williams, S. J., Smernik, R. J., & Cavagnaro, T. R. (2020). Effects of plant roots and arbuscular mycorrhizas on soil phosphorus leaching. *Science of the Total Environment*, 722, 137847. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137847>
- Tres, D. R., & Reis, A. (2009). Técnicas nucleadoras na restauração de floresta ribeirinha em área de Floresta Ombrófila Mista, Sul do Brasil. *Biotemas*, 22(4), 59-71. <https://doi.org/10.5007/2175-7925.2009v22n4p59>
- Valiente, J. A., Estrela, M. J., Corell, D., Fuentes, D., Valdecantos, A. & Baeza, M. J. (2011). Fog water collection and reforestation at a mountain location in a western mediterranean basin region: Air-mass origins and synoptic analysis. *Erdkunde*, 65(3), 277-290. <https://doi.org/10.3112/erdkunde.2011.03.05>
- Vásquez-Valderrama, M., & Solorza-Bejarano, J. (2018). Agrupación funcional de especies vegetales para la restauración ecológica de ecosistemas de montaña, Bogotá, Colombia. *Colombia Forestal*, 21(1), 5-17. <https://doi.org/10.14483/2256201X.11730>
- Yoshioka, A., Akasaka, M., & Kadoya, T. (2014). Spatial prioritization for biodiversity restoration: A simple framework referencing past species distributions. *Restoration Ecology*, 22(2), 185-195. <https://doi.org/10.1111/rec.12075>



Manuscrito recibido el 08 de diciembre de 2020

Aceptado el 10 de junio de 2022

Publicado el 17 de diciembre de 2022

Este documento se debe citar como:

Sandoval-García, R., Jiménez-Pérez, J., Yerena-Yamallel, J. I., Aguirre-Calderón, O. A., Alanís-Rodríguez, E., & Gómez-Meza, M. V. (2022). Estrategias de restauración ecológica asociadas a reforestaciones de *Pinus cembroides* Zucc., en el Parque Nacional Cumbres de Monterrey. *Madera y Bosques*, 28(2), e2822298. <https://doi.org/10.21829/myb.2022.2822298>



Madera y Bosques por Instituto de Ecología, A.C. se distribuye bajo una Licencia Creative Commons Atribución-NoComercialCompartirIgual 4.0 Internacional.