

# Evaluación de los esfuerzos de restauración ecológica en el matorral espinoso tamaulipeco

Evaluation of ecological restoration efforts in the tamaulipan thornscrub

Recepción del artículo: 28/11/2024 • Aceptación para publicación: 19/12/2024 • Publicación: 01/01/2025

● <https://doi.org/10.32870/e-cucba.vi24.376>

**Ramiro Velázquez-Rincón\***

ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-3109-8576>

**Eduardo Alanís-Rodríguez**

ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-6294-4275>

**Luis Gerardo Cuellar Rodríguez**

ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-4969-611X>

**Oscar A. Aguirre Calderón**

ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-5668-8869>

**Javier Jiménez Pérez**

ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-4246-7613>

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

**Arturo Mora Olivo**

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-9654-0305>

Universidad Autónoma de Tamaulipas. Instituto de Ecología Aplicada. Ciudad Victoria, Tamaulipas, México.

\*Autor para correspondencia:

ramiro.velazquezr@gmail.com

## Resumen

La restauración ecológica en ecosistemas áridos y semiáridos enfrenta desafíos complejos debido a la escasez de agua, temperaturas extremas, suelos degradados e interacciones bióticas, como la ganadería y la alta presencia de especies exóticas de flora. La Reforestación, como técnica de Restauración activa, busca recuperar estos ecosistemas mediante la plantación de especies nativas. Sin embargo, los proyectos son costosos y requieren alta intervención. Se revisaron ocho iniciativas de restauración en el matorral espinoso tamaulipeco (MET) de Nuevo León, México, cuyos resultados se publicaron entre 2016 y 2024. Estos proyectos se implementaron en terrenos alterados por historial de uso agrícola y pecuario. La restauración implicó acciones como el riego suplementario y remoción de vegetación exótica. Para la plantación se utilizaron especies nativas de plantas extraídas o rescatadas del medio silvestre, así como plantas desarrolladas en viveros. Un total de 33 especies de plantas fueron utilizadas en las iniciativas revisadas, siendo *Cordia boissieri* A. DC. la única especie común en todas. Se aplicaron diseños de plantación a tres bolillo y marco real con una densidad variable. La sobrevivencia fluctuó con el seguimiento de la plantación, siendo menor a medida que aumentó el tiempo y disminuyó el mantenimiento.

**Palabras clave:** Ecosistemas semiáridos, especies nativas, reforestación.

## Abstract

Ecological restoration in arid and semi-arid ecosystems faces complex challenges due to water scarcity, extreme temperatures, degraded soils, and biotic interactions such as livestock grazing and the high presence of exotic plant species. Reforestation, as an active restoration technique, aims to recover these ecosystems through the planting of native species. However, these projects are costly and require significant intervention. Eight restoration initiatives in the tamaulipan thornscrub (TTS) of Nuevo León, Mexico, were reviewed, with results published between 2016 and 2024. These projects were implemented on land altered by a history of agricultural and livestock use. Restoration actions included supplementary irrigation and the removal of exotic vegetation. Native plant species extracted or rescued from the wild, as well as plants developed in nurseries, were used for planting. A total of 33 plant species were used in the reviewed initiatives, with *Cordia boissieri* A. DC. being the only species common to all. Planting designs included "tres bolillo" and "marco real" systems with varying densities. Survival rates fluctuated with plantation monitoring, being lower as time increased and maintenance decreased.

**Keywords:** Native species, reforestation, semi-arid ecosystems.

## Introducción

La alteración de los ecosistemas del planeta se ha visto acelerada en las últimas décadas debido al consumismo desmedido que implica el progreso económico (Cecon y Martínez-Garza, 2016). La degradación antropogénica histórica ha comprometido la estructura y funcionamiento de los ecosistemas forestales, incluso en aquellos con alta diversidad de flora nativa (Rodrigues *et al.*, 2011). Entre los factores que promueven el deterioro ambiental, se incluye la modificación de los patrones de uso del suelo e invasiones biológicas por especies exóticas (Brooks *et al.*, 2002). El cambio de uso del suelo y la pérdida de hábitat usualmente conducen a paisajes fragmentados, donde parches de vegetación original permanecen inmersos en la configuración antropogénica del paisaje (Saunders *et al.*, 1991).

El ritmo de la deforestación a nivel mundial hace necesario el desarrollo de estrategias para restaurar la cobertura forestal de manera rápida y eficiente (Corbin y Holl, 2012). La tasa y extensión de la deforestación y la fragmentación de hábitats requiere muchas acciones para minimizar las pérdidas de biodiversidad y los servicios ecosistémicos que estos proveen. (Rodrigues *et al.*, 2011; Becker *et al.*, 2009; Jenkins, 2003; Gardner *et al.*, 2009). Por estas razones, la preservación y la restauración de los ecosistemas naturales se han convertido en una meta global. (Badano, 2011).

México es un país ambientalmente deteriorado, donde 90.7% de la superficie presenta algún nivel de degradación (CONAFOR-UACH, 2013; Calva-Soto y Pavón, 2018). En particular, el matorral espinoso tamaulipeco, al igual que otras comunidades vegetales en el Estado de Nuevo León, presenta grandes extensiones con vegetación secundaria, con algún grado de erosión apreciable o que han cambiado de uso de suelo hacia área agrícolas o pecuarias (Capó *et al.*, 2007).

Según el Sistema Nacional de Monitoreo Forestal de la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR) (2023a), entre 2001 y 2022 se perdieron, en promedio, 208,746 ha/año de vegetación forestal, con la mayor pérdida registrada en 2016, que ascendió a 350,298 ha. Durante un período similar, entre 2000 y 2020, la misma dependencia reportó una superficie reforestada de 2,222,852 ha (CONAFOR, 2023b), aunque no se especifica la superficie que aún conserva la cobertura vegetal después de dicho período. Velázquez *et al.* (2002) señalaron que las tasas de deforestación en México superan los esfuerzos de reforestación del Estado. En este contexto, el objetivo de este escrito es ofrecer un marco teórico y un panorama sobre los esfuerzos de restauración en el matorral espinoso tamaulipeco, centrado en los proyectos de reforestación, y caracterizar los objetivos, técnicas y alcances de estos.

## Materiales y métodos

Se efectuó una revisión bibliográfica en libros especializados en línea y físicos de la conceptualización de la restauración y rehabilitación ecológica; y el contexto ambiental en que se llevan a cabo, abordando la diferenciación de ambos conceptos y sus implicaciones prácticas. Además, se realizó una búsqueda de artículos científicos de acceso libre en línea, publicados desde el 2014 hasta el 2024 en buscadores como Google Académico, Redalyc, WILEY Online Library, Scientific Electronic Library Online (SciELO México), Science Direct y Research Gate, utilizando términos en español e inglés como “reforestación”, “restauración” y “matorral espinoso tamaulipeco”. Los artículos se filtraron para el análisis y comparación de las iniciativas de reforestación desarrolladas en cada uno, especialmente en cuanto a su finalidad y aspectos técnicos (superficie atendida, historial de uso del área, especies utilizadas, origen de las plantas, tiempos de seguimiento y porcentajes de sobrevivencia). Con la información de cada proyecto se generó una tabla resumen (Cuadro 1). Cabe resaltar que no se incluyeron iniciativas que no han sido publicadas en los medios consultados. Por lo tanto, es muy probable que existan proyectos de este tipo realizados por particulares y que sólo se reportan a la autoridad competente y no están disponibles para el público en general.

## Antecedentes

### Restauración y rehabilitación

La restauración ecológica es una disciplina emergente, cuyo crecimiento en México es notorio, pero aún incipiente (Calva-Soto y Pavón, 2018). Restauración se refiere a “el proceso de asistir a la recuperación de un ecosistema que ha sido dañado, degradado o destruido”, lo que implica “La alteración intencionada de un sitio para establecer un ecosistema nativo definido” (SER, 2004). Por su parte, Lamb (1994) la define como la reintegración de especies de plantas y animales originales que alguna vez ocuparon el sitio. También se ha descrito como la reparación del daño a la estructura, diversidad, productividad y dinámica de los ecosistemas originalmente presentes en un sitio (Gilmour *et al.*, 2000; ITTO, 2002), o de regresar un ecosistema lo más cercano posible a las condiciones y funciones previas al disturbio (SER, 2004). En estas definiciones se encuentra implícita la naturaleza dinámica de los ecosistemas, sin embargo, no es posible recrear con exactitud el sistema (Hobbs, 2007). Aronson *et al.* (1993) sugieren la necesidad de establecer un “Ecosistema de referencia” en el diseño de los proyectos de restauración, que podría corresponder al ecosistema original histórico o un estado alterno intermedio que pueda mantenerse incluso con la presencia de un disturbio ligero.

Asimismo, proponen el uso de dos términos para diferenciar la meta de la restauración: Restauración “*sensu stricto*” describe los esfuerzos correspondientes a establecer el ecosistema nativo y Restauración “*sensu lato*”, que pretende establecer un alto a la degradación, así como redirigir un ecosistema con disturbio a un estado previo a tal disturbio.

Por su parte, Martínez y López-Barrera (2008), sugieren que la restauración ecológica puede ocurrir mediante diferentes actividades como: a) la rehabilitación de áreas que sufrieron algún desastre natural o de carácter antropogénico, b) incrementando la capacidad de producción de tierras degradadas, c) mejorando la calidad de las reservas naturales existentes y d) promoviendo la conservación de la naturaleza. Resulta imperativo considerar el nivel de degradación del ecosistema para determinar el nivel de intervención que se requiere con base en el ecosistema de referencia objetivo, pues una vez que se supera el umbral de irreversibilidad, que se refiere al punto en el que el ecosistema ha sufrido una afectación significativa en alguno de sus componentes como el suelo no se puede regresar al estado previo del ecosistema sin intervenciones diseñadas específicamente para atender tal afectación (Aronson *et al.*, 1993). Se ha sugerido incluso que cuando la degradación es extrema, entiéndase, cuando se ha superado el umbral de irreversibilidad, la única alternativa podría ser la creación de un nuevo ecosistema considerando una perspectiva de ecosistema funcional y que dicho ecosistema nuevo cumpla las expectativas de ecología de restauración en términos de estructura y función del ecosistema (Martínez y López-Barrera, 2008).

La rehabilitación, también denominada “recuperación funcional” tiene la intención de acelerar el proceso de sucesión ecológica (Menninger y Palmer, 2006). Busca combatir la fragmentación del paisaje y la degradación de los ecosistemas y mediante la integración de diversas disciplinas, abordar el objetivo de la reintegración de ecosistemas (Aronson, *et al.*, 1993). En otras palabras, se pretende hacer la tierra productiva de nuevo, induciendo un ecosistema alternativo con diferente estructura y función al ecosistema original, usualmente con baja diversidad interespecífica e incluye el uso de especies introducidas (USDA, 2005). Tanto la restauración como la rehabilitación apuntan a recrear ecosistemas autosustentables que conllevan cambio o sucesión en las comunidades de plantas y animales, y tienen la capacidad de repararse a sí mismos después de perturbaciones humanas o naturales (Allen, 1988).

### Enfoques de la Restauración

Las estrategias de restauración ecológica pueden ser divididas

en dos categorías amplias: La restauración pasiva, en donde una vez removida la vegetación por actividades como pastoreo y agricultura, o incluso algún disturbio natural, se da lugar a la colonización por arbustos y árboles y posteriormente a la sucesión secundaria también llamada regeneración natural, que implica la recuperación de las especies nativas de árboles (Rey Benayas *et al.*, 2008). La regeneración puede provenir de tocones, trozos de material vegetal, arbustos, retoños de raíces o de semillas (Siyag, 1998). Este proceso puede ser asistido mediante intervenciones como la colocación de cerca para control de ganado y prevención del fuego (Shiyag, 1998; Shono *et al.*, 2007; Zahawi *et al.*, 2014). La restauración puramente pasiva que depende de la sucesión natural resulta en una tasa de recuperación altamente variable que puede tomar varias décadas (Holl, 2007; Jones y Schmitz, 2009), o puede resultar en que los ecosistemas se queden en un estado alternativo estable que no necesariamente represente al ecosistema de origen (Suding y Hobbs, 2009). El segundo enfoque es la restauración activa es donde se realizan acciones de manejo como la plantación de vegetación, deshierbe, quema o corta para obtener una estructura deseada (Rey Benayas *et al.*, 2008). Se utiliza por lo general planta de viveros, o siembra directa e implica la manipulación de los regímenes de disturbio para acelerar el proceso de recuperación, a menudo a un costo alto para establecer los rasgos estructurales de la vegetación, recuperar la composición local de especies, y/o catalizar la sucesión ecológica (Shono *et al.*, 2007; Chazdon y Guariguata, 2016). En este enfoque, la composición y funcionalidad del bosque reforestado dependerá mayormente de lo que se plante y una vez las especies plantadas alcancen la edad reproductiva, pueden contribuir con la dispersión interna de semillas y continuar con la sucesión ecológica, aún si pocos propágulos de los bosques vecinos alcanzan el área (Rodrigues *et al.*, 2011). La decisión del enfoque de restauración necesario a un sitio o ecosistema en particular depende de varios factores a tomar en cuenta como la resiliencia del ecosistema, el historial de uso, el contexto del paisaje y principalmente las metas y los recursos disponibles (Holl y Aide, 2011).

### Discusión

#### Implementación de proyectos de Restauración ecológica en México

Méndez *et al.* (2018), realizaron un extenso análisis de proyectos relacionados con restauración ecológica en México. En dicho estudio, se identificaron alrededor de 75 iniciativas abundando en su tiempo de implementación, superficie, fuente de financiamiento, tipo de ecosistema y tipo de propiedad en donde se desarrollaron, así como los objetivos de los proyectos, siendo la recuperación del hábitat

el objetivo principal en el 53% de los proyectos, con un enfoque predominante en la recuperación de especies vegetales.

Según López-Barrera *et al.* (2017), hasta 2016 en México, el mayor número de artículos publicados sobre restauración se refirieron a especies leñosas de las selvas húmedas, bajas y medianas caducifolias, bosques de coníferas y encinares y bosques mesófilos de montaña. La restauración de las zonas áridas, semiáridas y desiertos había sido poco abordada y se había enfocado principalmente en estudiar técnicas para aminorar los factores limitantes para el establecimiento de plantas y en la introducción de especies nodrizas. Por parte de la promoción de la investigación pública, el CONACYT había financiado 64 proyectos con su programa de Ciencia Básica, de los cuales, sólo 1 fue de ecología de la restauración en ecosistemas forestales. Otras instituciones como la UNAM y la CONABIO también financiaron proyectos referentes a ecología de la restauración.

Hasta el año 2017, México ocupó el segundo lugar respecto de Latinoamérica en publicaciones de artículos relacionados con el tema de la restauración con hasta 110 trabajos.

La restauración ecológica en México tiene una dimensión social que determina la factibilidad de cualquier esfuerzo (Cecon y Pérez, 2016). Aunque la mayor parte del territorio Nacional se compone de propiedad privada y social, la mayor parte de los recursos que se asignan de alguna manera a la ecología de la restauración provienen de fondos públicos (Cecon *et al.*, 2015). Los contrastes entre los pequeños núcleos de población altamente dispersos en el territorio Nacional y las zonas urbanizadas con alta concentración de habitantes suponen un reto peculiar que dificulta la restauración ecológica, por lo que además de recuperar las funciones del Ecosistema se deben considerar las necesidades de los conglomerados sociales (López-Barrera *et al.*, 2017).

De manera general, en México pueden observarse dos maneras bien diferenciadas en la práctica del abordaje de proyectos relacionados con Restauración Ecológica; Una promovida por parte del Estado, es decir, del sector público y otra promovida por el sector privado. El sector público promueve apoyos para actividades de restauración aisladas y condicionadas a períodos de tiempo corto, pues México no cuenta con un esquema de financiamiento a largo plazo que estimule proyectos a gran escala, por lo que no es común que se evalúe efectividad de los proyectos de restauración. (López-Barrera, *et al.*, 2017).

En 2019 se publicó en México el Plan Nacional de Desarrollo (PND) 2019-2024 (SEGOB, 2019), del cual se desprende el Programa sectorial de Medio Ambiente y Recursos Naturales (PROMARNAT) 2020-2024 (SEMARNAT, 2020), en

respuesta a las acciones mundiales que se incrementaron respecto de la urgencia de frenar el deterioro ambiental. El programa se integra de cinco objetivos prioritarios, de los cuales, el primero incluye a la restauración. A su vez, el objetivo se integra de cuatro estrategias prioritarias entre las que destaca la 1.3 que hace mención de la restauración de los ecosistemas dando prioridad a la conservación con base en conocimiento científico. Dicho programa establece indicadores de seguimiento para verificar el progreso de cada objetivo prioritario, así como el método de cálculo, las fuentes de información las líneas base de comparación con lo que se espera determinar el éxito de las acciones implementadas en ese contexto.

De manera conjunta, la CONAFOR implementa el Programa Nacional Forestal 2020-2024 (Secretaría de Gobernación, 2020), que también maneja a la restauración dentro de uno de sus objetivos y que a la par con otros programas gubernamentales buscan cumplir los objetivos establecidos por México para 2030 ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC). En el Programa Anual de trabajo 2023 de la CONAFOR se integra la estrategia de restauración, en el objetivo 2 (CONAFOR, 2023).

Como resultado de la aplicación de los Programas de apoyos de la CONAFOR, en 2021 se cubrieron 3491 ha en 10 estados, dicha superficie corresponde a las áreas propuestas para la implementación de actividades de reforestación y restauración forestal de acuerdo con los metadatos de la capa vectorial de "Reforestación y suelos 2021" (CONAFOR b, 2023).

Por su parte, el abordaje de proyectos con financiamiento privado es promovido por la necesidad de cumplimiento de la normativa ambiental; Ley General de Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente (1988) y su Reglamento en Materia de Impacto Ambiental (1988), así como la Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable (2018) y su Reglamento (2020) como resultado del establecimiento de proyectos de infraestructura que requieren el cambio de uso del suelo en terrenos forestales o incluso por un estudio de impacto ambiental que no requirió de remoción de la vegetación, es decir en terrenos con algún tipo de disturbio. Estos cumplimientos se sustentan en las medidas de mitigación propuestas por el mismo interesado o que son solicitadas por la autoridad respectiva (Estatal o Federal) dentro del documento resolutorio de autorización condicionada o como parte de actividad de corresponsabilidad ambiental del particular.

La vegetación de zonas áridas es la más afectada en México por la autorización de cambios de uso de suelo con una superficie autorizada de 93,570 ha, lo que representó el 46.9% de la superficie autorizada a nivel Nacional entre los años 2010 y 2023, mientras que las obras de infraestructura son la principal actividad por la que se solicita el cambio de uso de suelo (CONAFOR, 2024).

El alcance en duración y magnitud (superficie, cantidad de individuos reforestados, obras, etc.) de los proyectos desarrollados en estas circunstancias está en función de las propias exigencias de la autorización ambiental, por lo que rara vez el ejecutor del proyecto prolongará la duración de los proyectos o realizará una aportación significativamente mayor. Las evaluaciones tienden a enmarcarse de igual manera al alcance de lo solicitado por la autoridad.

Más allá de la contribución a la mejora de los servicios ambientales como bien común, las necesidades sociales de las comunidades aledañas serán tomadas en cuenta dependiendo del tipo de proyecto y de la escala de este, dejando el punto de participación social en mera consulta durante la etapa de consulta pública del proyecto (LGEEPA, 1988).

En cuanto a la contribución real de este tipo de proyectos promovidos desde la iniciativa privada a la restauración a nivel Nacional, no se registró al momento una base de datos abierta y que contuviera este tipo de información.

### Restauración en ecosistemas áridos y semiáridos

Se denomina ecosistema árido aquel con predominancia de clima seco, situación que consiste en una precipitación anual baja y una alta evapotranspiración (Hallet y Omar, 2020). La degradación de este tipo de ecosistemas resulta en una pérdida de la productividad a largo plazo, un proceso también conocido como desertificación (Burrell *et al.*, 2020). Cuando esta serie de características sobrepasan la velocidad de recuperación del sistema es improbable que exista una rápida regeneración natural, en consecuencia, se requiere de intervención humana para comenzar la restauración. Una de las formas más comunes de restauración es la Reforestación o Revegetación, que involucra la plantación de vegetación nativa en terrenos con disturbio, aunque dichos proyectos son complejos debido a una serie de factores abióticos, bióticos y económicos que se interrelacionan (Stapleton *et al.*, 2023).

Entre los factores que influyen al éxito o fracaso de las actividades de revegetación en zonas áridas están; la escasez de agua (Huang *et al.*, 2019), las altas temperaturas que aumentan las tasas de evapotranspiración (Houston, 2006), los bajos nutrientes del suelo característicos de estas zonas (Yahdjian *et al.*, 2011) e interacciones bióticas como la herbivoría particularmente por vertebrados mayores que tienen efecto directo en las plantas juveniles (Wu *et al.*, 2014). El forrajeo tanto por ganado y abundancia de herbívoros silvestres es uno de los factores que más afectan el éxito de los proyectos de restauración en estos ecosistemas.

Asimismo, la competencia entre plantas por agua y nutrientes favorece el crecimiento de herbáceas anuales (Clarke *et al.*, 2005). En zonas áridas esta práctica es cara y requiere de mucho tiempo (Stapleton *et al.*, 2023).

En los ecosistemas áridos se han utilizado dos métodos principales, la siembra directa de semillas y la colocación de plantas. La primera involucra el uso de equipo mecánico, mientras que el segundo implica la utilización de planta desarrollada en vivero. Generalmente la utilización de planta de vivero tiene una mayor sobrevivencia de plantas después del primer año (Pérez *et al.*, 2019), lo cual puede evitarse mediante el endurecimiento de los tallos antes de la plantación (Villar-Salvador *et al.*, 2004). En términos de costo inmediato, la utilización de semillas es mucho más económica (Pérez *et al.*, 2019).

A la par de las actividades del establecimiento mismo de la vegetación se deben considerar acciones como el control del forrajeo mediante la instalación de cercas apropiadas para el o los herbívoros que se quiere excluir, la protección de plantas individuales, el control de herbáceas para disminuir la competencia, el suministro de agua, la apropiación de colocación de mejoradores de suelos según la disponibilidad de los nutrientes, la inoculación de micorrizas u otros microorganismos benéficos y las tecnologías para mejorar la germinación y sobrevivencia de las semillas (Stapleton *et al.*, 2023).

### Caracterización de proyectos de reforestación en el MET

Se registraron y analizaron ocho iniciativas de relacionadas de manera general con restauración ecológica activa implementados en áreas de distribución histórica del matorral espinoso tamaulipeco y donde la principal técnica utilizada fue la reforestación. Todos se ubicaron en el Estado de Nuevo León, destacando el municipio de Pesquería con cinco iniciativas, y los municipios de Cadereyta Jiménez, Los Ramones y Linares con una iniciativa cada uno, concentrando la mayor actividad en la porción central del Estado, al oriente del área metropolitana de Monterrey, donde según los programas de Desarrollo Municipal como el de Pesquería (Pesquería-Administración 2021-2024, 2021), existe un crecimiento de la actividad industrial. Estos procesos iniciaron actividades entre los años 2010 y 2018 y los resultados de las investigaciones realizadas en los mismos fueron publicados entre 2016 y 2024 (Alanís *et al.*, 2016; Alanís *et al.*, 2021; Mata *et al.*, 2022; Mata *et al.*, 2023; Mata *et al.*, 2024; Molina *et al.*, 2023; Patiño *et al.*, 2022a; Patiño *et al.*, 2022b; Vega *et al.*, 2017). Las características generales de las iniciativas se describen en el Cuadro 1.

Cuadro 1. Características generales de las iniciativas de restauración en el MET.

Autor	Municipio de N.L. México	Superficie (ha)	Densidad ind ha <sup>-1</sup>	Diseño	Núm especies	Origen de planta	Altura media planta (m)	Tiempo aproximado de seguimiento (años)	Sobrevivencia (%)
Alanís <i>et al.</i> , 2016	Pesquería	2 ha	2506	Tres bolillo	20	Rescate/ extracción	0.5-2	0.5	85.18
Alanís <i>et al.</i> , 2021, Mata <i>et al.</i> , 2022	Pesquería	NE	992	Tres bolillo	12	Rescate/ extracción	0.5-2	7	NE
Mata <i>et al.</i> , 2023	Los Ramones	15.43	816	Marco real	15	Vivero	0.3	3	28.7
Mata <i>et al.</i> , 2024	Cadereyta Jiménez	22.66	1283	Tres bolillo	16	Vivero	0.35	3	31.72
Patiño <i>et al.</i> , 2022b	Linares	10 ha	NE	Curvas de nivel	6	Vivero	0.3	1	96
Patiño <i>et al.</i> , 2022 y Molina <i>et al.</i> , 2023	Pesquería	NE	4444	Tres bolillo	4	Vivero	1.45	3.5	49.4
Vega <i>et al.</i> , 2017	Pesquería	3.3	992	Tres bolillo	6	Vivero	0.4-0.6	6	NE
	Pesquería	NE	NE	Marco real	11	Rescate/ extracción	1.3	1	51.6

\*NE: No especificado.

En cuanto al esquema de tenencia de la tierra, siete de las ocho iniciativas se desarrollaron en propiedad privada y solamente la descrita por Mata *et al.* (2024) se estableció en terrenos ejidales. En ninguno de los casos se mencionó conflicto social existente o que pudiera ser una limitante para la implementación de las acciones de reforestación. Las superficies sujetas a estas iniciativas fueron de dimensiones variables, en un rango de entre 2 y 22.66 ha (Alanís *et al.*, 2016; Mata *et al.*, 2023). En tres proyectos no se especificó la superficie atendida.

La CONAFOR (2019), en su Manual de Restauración Forestal, hace una clasificación del nivel de recuperación deseado con base en el uso que se dará al terreno, temas que no se abordan de manera puntual en las iniciativas revisadas. En términos generales, el objetivo principal de las acciones de restauración de los proyectos considerados en este estudio fue la compensación ambiental por autorización de cambio de uso del suelo. En algunos se menciona particularmente algún objetivo adicional como la asistencia a la sucesión ecológica (Alanís *et al.*, 2021) y la investigación para conocer el comportamiento de las especies utilizadas (Mata *et al.*, 2024). En este sentido, Foroughbakhch *et al.* (2014) realizaron acciones de reforestación enfocadas en el MET, pero cuya superficie (0.5 ha) no fue superior a las parcelas de muestreo, motivo por el cual no se incluyó como iniciativa de restauración. Otro objetivo identificado en los proyectos revisados fue la creación de una reserva ecológica que presente las condiciones del ecosistema de referencia (Alanís *et al.*, 2016), siendo este el único proyecto que lo declara literalmente, lo que sugiere un enfoque estructurado de la restauración de acuerdo con lo sugerido por Aronson *et al.* (1993).

Siete de los ocho proyectos se promovieron en sitios con historial de uso agrícola y/o pecuario siendo solamente el reportado por Patiño *et al.* (2022 b) el que se implementó en un centro de población sin historial inmediato de uso. Todos los sitios presentaban algún grado de perturbación y/o degradación como vegetación secundaria, suelos altamente compactados y pedregosos o sin vegetación aparente.

La presencia de pastos exóticos, específicamente de *Cenchrus ciliaris* L fue reportado como un factor limitante en cuatro casos. Para el establecimiento de la reforestación fue necesaria la ejecución de acciones de manipulación del medio físico en cuatro proyectos; tales como la remoción mecánica de la vegetación altamente perturbada y de exóticas (Alanís *et al.*, 2016), la roturación del suelo mediante maquinaria pesada y remoción manual y mecánica de rocas (Patiño *et al.*, 2022b), la utilización de barrenador para excavación de pozos por suelo compactado (Molina *et al.*, 2023) y la creación de terrazas individuales por terreno con pendiente (Mata *et al.*, 2024). La modificación de la microtopografía ha sido documentada en proyectos de restauración de zonas árida, donde posterior a la intervención se registró la germinación de especies nativas de arbustos y otras herbáceas (Xu *et al.*, 2023).

En cuanto a la selección de especies, la CONAFOR (2019) recomienda el uso de aquellas que sean nativas y multipropósito y sugiere la consideración de atributos morfológicos, reproductivos y propios del ecosistema al momento de generar un listado de especies a utilizar. En las iniciativas de restauración analizadas se utilizaron sólo especies nativas del MET; la cantidad mínima utilizada fue de cuatro (Patiño *et al.*, 2022b) y la máxima de veinte especies (Alanís *et al.*, 2016). Se identificó que seis de las ocho iniciativas declararon los criterios de selección de especies vegetales, que corresponden a índices ecológicos (de valor de importancia) y de grupos sucesionales (Terán *et al.*, 2018). Los principales criterios fueron; la alta presencia y/o abundancia en la localidad de rescate (Vega *et al.*, 2017; Mata *et al.*, 2022; Mata *et al.*, 2024), la alta abundancia en las primeras fases de sucesión natural del MET (Molina *et al.*, 2023), con base en registros taxonómicos del municipio correspondientes a vegetación primaria y secundaria (Mata *et al.*, 2023) y, buscando una riqueza de especies similar a la comunidad de referencia (Alanís *et al.*, 2016). Mata *et al.* (2022) consideraron especies más utilizadas con altos valores de sobrevivencia.

La selección de especies por su uso maderable y ornamental también se mencionó (Mata *et al.*, 2024). La proporción de especies varió de acuerdo con los criterios mencionados, resaltando que sólo Mata *et al.* (2024) utilizaron una cantidad similar de cada una de las seis especies utilizadas. En su conjunto, se registraron 33 especies utilizadas en las iniciativas de restauración (Cuadro 2). Solamente la especie *Cordia boissieri* A. DC. fue reportada para todos los proyectos, mientras que las

especies *Ebenopsis ebano* (Berland.) Barneby & J.W. Grimes, *Leucophyllum frutescens* (Berl.) I. M. Johnst. *Prosopis glandulosa* Torr. y *Vachellia farnesiana* (L.) Wight & Arn fueron todas reportadas en seis proyectos que no necesariamente son los mismos; y la especie *Vachellia rigidula* (Benth.) Seigler & Ebinger se registró para cinco iniciativas. Doce especies no fueron utilizadas en más de un proyecto.

Cuadro 2. Especies utilizadas en cada una de las iniciativas de restauración del MET que fueron analizadas.

Especie	Alanís <i>et al.</i> , 2016	Alanís <i>et al.</i> , 2021, ***	Mata <i>et al.</i> , 2022	Mata <i>et al.</i> , 2023	Mata <i>et al.</i> , 2024	Molina <i>et al.</i> , 2023; Patiño <i>et al.</i> , 2022	Patiño <i>et al.</i> , 2022b	Vega <i>et al.</i> , 2017	Número de iniciativas que la incluyeron
<i>Baccharis salicifolia</i> (Ruiz & Pav.) Pers.		*							1
<i>Castela erecta</i> Turpin								*	1
<i>Castela texana</i> (T. & G.) Rose	*								1
<i>Celtis pallida</i> Torr.	*		*	*					3
<i>Condalia hoockeri</i> M. C. Johnst.	*		*	*					3
<i>Cordia boissieri</i> A. DC.	*	*	*	*	*	*	*	*	8
<i>Croton incanus</i> Kunth.	*							*	2
<i>Diospyros texana</i> Scheele			*	*					2
<i>Ebenopsis ebano</i> (Berland.) Barneby & J.W. Grimes	*	*	*	*	*	*			6
<i>Ehretia anacua</i> (Terán & Berland.) I.M. Johnst.		*	*	*					3
<i>Erythrostemon mexicanus</i> (A. Gray) E. Gagnon & G.P. Lewis			*	*			*		3
<i>Eysenhardtia polystachya</i> (Ortega) Sarg.	*								1
<i>Eysenhardtia texana</i> Scheele							*	*	2
<i>Forestiera angustifolia</i> Torr.	*							*	2
<i>Guaiacum angustifolium</i> Engelm.	*								1
<i>Havardia pallens</i> (Benth.) Britton & Rose	*		*	*	*				4
<i>Helietta parvifolia</i> (A. Gray) Benth.					*				1
<i>Lantana canescens</i> Kunth		*							1
<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit		*							1
<i>Leucophyllum frutescens</i> (Berl.) I. M. Johnst.	*	*	*	*		*	*	*	6
<i>Parkinsonia texana</i> (A. Gray) S. Watson	*	*						*	3
<i>Parkinsonia aculeata</i> L.	*	*	*	*		*			4
<i>Physalis ixocarpa</i> Brot.	*								1
<i>Prosopis glandulosa</i> Torr.		*	*	*	*	*		*	6
<i>Prosopis laevigata</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.) M.C. Johnst.	*								1
<i>Senegalia berlandieri</i> (Benth.) Britton & Rose			*	*	*				3
<i>Senegalia greggii</i> (A. Gray) Britton & Rose				*					1
<i>Senegalia wrightii</i> (Benth.) Britton & Rose	*		*						2
<i>Sideroxylon celastrinum</i> (Kunth) T.D. Penn.	*								1
<i>Vachellia farnesiana</i> (L.) Wight & Arn	*	*	*	*		*		*	6
<i>Vachellia rigidula</i> (Benth.) Seigler & Ebinger	*	*	*	*				*	5
<i>Yucca filifera</i> Chabaud	*		*	*					3
<i>Zanthoxylum fagara</i> (L.) Sarg.	*							*	2
<b>Número de especies</b>	20	12	15	16	6	6	4	11	

El origen de la planta para realizar los trabajos de reforestación fue de vivero en cinco casos, destacando que tres de ellos iniciaron el proceso desde la germinación de la semilla (Mata *et al.*, 2022; Mata *et al.*, 2023; Mata *et al.*, 2024). En los tres casos restantes se realizó trasplante de material rescatado de sitios que estaban sujetos a cambio de uso del suelo mediante autorización, debido a la ausencia de oferta de plantas nativas en viveros de la Región (Alanís *et al.*, 2016; Alanís *et al.*, 2021; Vega *et al.*, 2017). Las condiciones morfológicas del material vegetal fueron también variables, registrándose el uso de planta con un mínimo de 0.30 m hasta un máximo de 2 m de altura.

Para las plantaciones, en seis proyectos se consideraron densidades en un rango de entre 816 ind ha<sup>-1</sup> (Mata *et al.*, 2022) hasta 4444 ind ha<sup>-1</sup> (Patiño *et al.*, 2022b). En dos iniciativas si bien, puede estimarse la densidad utilizada, no la mencionan de manera directa (Vega *et al.*, 2017; Mata *et al.*, 2024). Alanís *et al.* (2016) justificaron el uso de 2506 ind ha<sup>-1</sup> debido a la necesidad de intervención máxima de restauración. Para todos los casos donde se reportó, la densidad fue superior a las recomendadas como “óptimas” de 300 -700 ind ha<sup>-1</sup> para ecosistemas áridos y semiáridos de acuerdo con el manual de Restauración Forestal de la CONAFOR (2019). Las densidades utilizadas están más cercanas a las reportadas por Navar *et al.* (2014) para estados sucesionales tardíos del matorral espinoso tamaulipeco en diferentes gradientes de productividad; que van desde 3700 hasta 6700 ind ha<sup>-1</sup> y son mucho menores a los reportados para estados sucesionales tempranos del mismo ecosistema; de entre 22,000 y 52,000 ind ha<sup>-1</sup>.

El diseño de plantación principalmente utilizado (en cinco iniciativas) fue el de tresbolillo, donde las plantas se colocan formando triángulos equiláteros y, por lo tanto, la distancia entre plantas en todas las direcciones es la misma (CONAFOR, 2010). En dos casos, los descritos por Mata *et al.* (2022) y Vega *et al.* (2017), se utilizó el diseño de marco real, donde las plantas se colocan formando cuadros o rectángulos (CONAFOR, 2010).

Durante el proceso de plantación se aplicaron productos auxiliares para el desempeño de la plantación como fungicidas comerciales para aquellas plantas que fueron extraídas del medio y trasplantadas a un nuevo sitio (Alanís *et al.*, 2016; Alanís *et al.*, 2021). En la mayoría de los casos, excepto en el reportado por Vega *et al.* (2017) se aplicó enraizador para promover el desarrollo radicular e hidrogel para apoyar al escaso suministro de agua por lluvias (Molina *et al.*, 2023). Otras medidas incluyeron la utilización de tubos de poliuretano (Mata *et al.*, 2022; Mata *et al.*, 2023) y en dos condiciones, la utilización de cercado con malla de alambre para proteger a las plantas de la herbivoría (Patiño *et al.*, 2022b; Molina *et al.*, 2023).

Todos los casos estuvieron sujetos a mantenimiento que incluyó el riego suplementario sobre todo durante los primeros meses de la plantación con cantidades variables de agua, la exclusión mecánica periódica de las herbáceas y pastos exóticos, así como el reemplazo de planta muerta (Mata *et al.*, 2022). El mantenimiento se realizó en decremento a medida que avanzó cada proyecto.

El período de mantenimiento fue variable siendo el más corto de 6 meses (Alanís *et al.*, 2016) y los más largos de 6 y 7 años (Molina *et al.*, 2023; Alanís *et al.*, 2021). En concordancia, los porcentajes de sobrevivencia fueron variables para las seis iniciativas que lo mencionaron. Los mayores porcentajes se reportaron para los proyectos con menor tiempo de seguimiento, siendo de 96% para un año (Mata *et al.*, 2024), de 85.2% para seis meses (Alanís *et al.*, 2016). Los proyectos de mayor duración en monitoreo (6 y 7 años) no reportaron sobrevivencia de la plantación, puesto que los objetivos de la investigación se centraron en la regeneración de la comunidad forestal en su conjunto (Molina *et al.*, 2023; Alanís *et al.*, 2021). Para tres iniciativas con períodos de seguimiento de 31, 31 y 41 meses, los porcentajes de sobrevivencia fueron de 28.7%, 31.7% y 49.4% respectivamente (Mata *et al.*, 2022; Mata *et al.*, 2023; Patiño *et al.*, 2022b).

## Conclusiones

La restauración de ecosistemas áridos y semiáridos presenta desafíos significativos debido a factores abióticos como la escasez de agua, las temperaturas extremas y los suelos degradados, así como a interacciones bióticas como la herbivoría. La reforestación es una técnica clave en la restauración ecológica, ya que facilita la recuperación de la vegetación nativa. Sin embargo, este proceso es costoso y requiere intervenciones continuas para garantizar resultados exitosos.

En el MET, las iniciativas de restauración se han implementado en superficies relativamente pequeñas, inferiores a 22 ha y no se describe en ningún caso la configuración de los remanentes del tipo de vegetación que existe en los alrededores de las áreas atendidas. Esto podría evidenciar o no la existencia de una atención involuntaria a la fragmentación del ecosistema a gran escala o a la creación de corredores biológicos. En dichos proyectos se ha utilizado la reforestación con especies nativas, abordando la degradación de terrenos por uso agrícola y pecuario. La restauración en este ecosistema ha requerido manipulación del medio, como la remoción de vegetación exótica, roturación del suelo y el acondicionamiento para mejorar las condiciones que requiere el establecimiento de plantas.

Las especies utilizadas en los proyectos de restauración fueron nativas, con criterios basados en su presencia en la región, mayores índices ecológicos y disponibilidad de planta, así como su capacidad para prosperar en las primeras fases de sucesión ecológica. La planta utilizada en las reforestaciones es principalmente producida en viveros de la localidad y en menor medida de programas de rescate de especies. En todos los casos se suministró riego complementario y exclusión de herbáceas y pastos, con mayor intensidad durante la primera etapa de seguimiento y con tendencia a disminución al final. También se aplicaron insumos para favorecer la adaptación al medio como el hidrogel, el enraizador, el uso de estructuras de soporte físico y de protección contra herbivoría. Los porcentajes de sobrevivencia de las plantas en los proyectos de restauración variaron considerablemente, siendo mayores a corto plazo (hasta 96%) y más bajos a largo plazo (menos de 50% en algunos casos). En ninguno de los casos se sugiere una continuidad de las evaluaciones posterior a la publicación de los resultados. Los proyectos son aún escasos para el ecosistema según los datos de libre acceso y poco representativos en superficie. Al igual que en los esfuerzos de reforestación promovidos desde el Estado, no existe un esquema de evaluación del éxito a largo plazo, por lo que depende de los interesados tal seguimiento en función de cumplir con sus requerimientos de compensación ambiental.

Literatura citada

- Alanís-Rodríguez, E., Molina-Guerra, V. M., Collantes-Chávez-Costa, A., Buendía-Rodríguez, E. y Alcalá-Rojas, A. G. (2021). Structure, composition and carbon stocks of woody plant community in assisted and unassisted ecological succession in a Tamaulipan thornscrub, Mexico. *Revista Chilena de Historia Natural*, 94, 1-12. <https://doi.org/10.1186/s40693-021-00102-6>
- Alanís-Rodríguez, E., Molina-Guerra, V. M., Rechy-Palmeros, L., Alcalá-Rojas, A. G., Marín-Solis, J. D. y Pequeño-Ledezma, M. Á. (2016). Composición, diversidad y supervivencia de un área restaurada en el Complejo Siderúrgico de Ternium, Pesquería, Nuevo León. En E. Ceccon y C. Martínez-Garza (Eds.), *Experiencias mexicanas en la restauración de los ecosistemas* (pp. 255-272). Universidad Nacional Autónoma de México, Universidad Autónoma del Estado de Morelos, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. <https://libros.crim.unam.mx/index.php/lc/catalog/book/137>
- Allen, E. B. (Ed.). (1988). *The reconstruction of disturbed arid lands: an ecological approach*. Westview Press. Boulder, Colorado. USA. 267 p. <https://doi.org/10.1017/S0376892900017574>
- Aronson, J., Floret, C., Le Floch, E., Ovalle, C. y Pontanier, R. (1993). Restoration and rehabilitation of degraded ecosystems in arid and semi-arid lands: I. A view from the South. *Restoration Ecology*, 1(1), 8-17. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.1993.tb00004.x>
- Badano, E. I. (2011). Conservación y restauración de bosques mexicanos en el escenario del cambio global: una responsabilidad compartida con beneficios múltiples. *Madera y Bosques*, 17(2), 7-18. <https://doi.org/10.21829/myb.2011.1721145>
- Becker, C. G., Fonseca, C. R., Haddad, C. F. B., Batista, R. F. y Prado, P. I. (2009). Habitat split and the global decline of amphibians. *Science*, 318, 1775-1777. <https://www.jstor.org/stable/20051816>
- Brooks, T. M., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., da Fonseca, G. A. B., Rylands, A. B., Konstant, W. R., Flick, P., Pilgrim, J., Oldfield, S., Magin, G. y Hilton-Taylor, C. (2002). Habitat loss and extinction in the hotspots of biodiversity. *Conservation Biology*, 16, 909-923. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.00530.x>
- Burrell, A. L., Evans, J. P. y De Kauwe, M. G. (2020). Anthropogenic climate change has driven over 5 million km<sup>2</sup> of drylands towards desertification. *Nature Communications*, 11, 3853. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-17710-7>
- Calva-Soto, K. y Pavón, N. P. (2018). La restauración ecológica en México: una disciplina emergente en un país deteriorado. *Madera y Bosques*, 24(1), 1-12. <https://doi.org/10.21829/myb.2018.2411135>
- Capó, M., Lujan, C., Treviño, E., Najera, J. M., Cabral, I. y Cuevas, J. (2007). Diagnóstico del sector forestal del Estado de Nuevo León. Monterrey, Nuevo León: Comisión Nacional Forestal.
- Ceccon, E. y Pérez, D. R. (2016). *Más allá de la ecología de la restauración: perspectivas sociales en América Latina y el Caribe*. Vázquez Mazzini Editores. Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina. 387 p. [https://elti.yale.edu/sites/default/files/rsource\\_files/libro\\_final\\_7-11\\_perspectivas\\_sociales\\_re.pdf](https://elti.yale.edu/sites/default/files/rsource_files/libro_final_7-11_perspectivas_sociales_re.pdf)
- Ceccon, E., Barrera, C. J., Aronson, J. y Martínez, G. C. (2015). The socioecological complexity of ecological restoration in Mexico. *Restoration Ecology*, 23(3), 331-336. <https://doi.org/10.1111/rec.12228>
- Chazdon, R. L. y Guariguata, M. R. (2016). Natural regeneration as a tool for large-scale forest restoration in the tropics: Prospects and challenges. *Biotropica*, 48 (6), 716-730. <https://doi.org/10.1111/btp.12381>
- Clarke, P. J., Latz, P. K. y Albrecht, D. E. (2005). Long-term changes in semi-arid vegetation: Invasion of an exotic perennial grass has larger effects than rainfall variability. *Journal of Vegetation Science*, 16 (2), 237-248. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2005.tb02361.x>
- Comisión Nacional Forestal (CONAFOR). (2010). Manual básico de prácticas de Reforestación. Zapopan, Jalisco, México. 66 p.
- Comisión Nacional Forestal (CONAFOR). (2019). Manual de Restauración Forestal. Zapopan, Jalisco, México. 57 p. <https://www.gob.mx/conafor/documentos/manual-de-restauracion-forestal>
- Comisión Nacional Forestal (CONAFOR). (2023). Programa Anual de Trabajo 2023. [https://www.conafor.gob.mx/transparencia/docs/2023/Programa Anual de Trabajo 2023.pdf](https://www.conafor.gob.mx/transparencia/docs/2023/Programa%20Anual%20de%20Trabajo%202023.pdf)
- Comisión Nacional Forestal (CONAFOR). (2023). Programa Anual de Trabajo 2023. 148 p. [https://www.conafor.gob.mx/transparencia/docs/2023/Programa Anual de Trabajo 2023.pdf](https://www.conafor.gob.mx/transparencia/docs/2023/Programa%20Anual%20de%20Trabajo%202023.pdf)
- Comisión Nacional Forestal (CONAFOR). (2023a). Portal de datos abiertos sobre deforestación. <https://snmf.cnf.gob.mx/deforestacion/>
- Comisión Nacional Forestal (CONAFOR). (2023b). Conjunto de datos espaciales de localización de los apoyos aprobados por el programa de Reforestación y Suelos 2021. [https://idefor.cnf.gob.mx/layers/geonode/%3Arefo\\_2021](https://idefor.cnf.gob.mx/layers/geonode/%3Arefo_2021)

- Comisión Nacional Forestal (CONAFOR). (2024). Programa 2024 de compensación ambiental por cambio de uso del suelo en terrenos forestales. Coordinación General de Conservación y Restauración. SEMARNAT. 34 p. [https://www.conafor.gob.mx/transparencia/docs/2024/Programa\\_2024\\_de\\_Compensacion\\_Ambiental\\_por\\_Cambio\\_de\\_Uso\\_del\\_Suelo\\_en\\_Terrenos\\_Forestales.pdf](https://www.conafor.gob.mx/transparencia/docs/2024/Programa_2024_de_Compensacion_Ambiental_por_Cambio_de_Uso_del_Suelo_en_Terrenos_Forestales.pdf)
- CONAFOR - UACH. (2013). *Línea Base Nacional de degradación de tierras y desertificación: Informe final*. Comisión Nacional Forestal y Universidad Autónoma Chapingo. Zapopan, Jalisco, México. [https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/31169/degradacion-tierras-desertificacion2\\_PARTE\\_1.pdf](https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/31169/degradacion-tierras-desertificacion2_PARTE_1.pdf)
- Corbin, J. D. y Holl, K. D. (2012). Applied nucleation as a forest restoration strategy. *Forest Ecology and Management*, 265, 37-46. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.10.013>
- Cecon, E. y Martínez-Garza, C. (2016). *Experiencias mexicanas en la restauración de los ecosistemas*. Universidad Nacional Autónoma de México, Universidad Autónoma del Estado de Morelos, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Cuernavaca, Morelos, México. <https://libros.crim.unam.mx/index.php/lc/catalog/book/137>.
- Foroughbakhch, R., Hernández-Piñero, J. L. y Carrillo-Parra, A. (2014). Adaptability, growth and firewood volume yield of multipurpose tree species in semiarid regions of Northeastern Mexico. *International Journal of Agricultural Policy and Research*, 2(12), 444-453.
- Gardner, T. A., Barlow, J., Chazdon, R., Ewers, R. M., Harvey, C. A., Peres, C. A. y Sodhi, N. S. (2009). Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world. *Ecology Letters*, 12(6), 561-582. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01294.x>
- Gilmour, D. A., San, N. V. y Tsechalicha, X. (2000). *Rehabilitation of degraded forest ecosystems in Cambodia, Lao PDR, Thailand, and Vietnam*. *Conservation Issues in Asia*. International Union For Conservation of Nature and Natural Resources Asia. 70 p. <https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/2000-094-En.pdf>
- Hallett, J. G. y Omar, S. A. S. (2020). Restoration ecology of arid lands (RE-AL). *Restoration Ecology*, 28(1), A3-A4. <https://doi.org/10.1111/rec.13214>
- Hobbs, R. J. (2007). Setting Effective and Realistic Restoration Goals: Key Directions for Research. *Restoration Ecology*, 15(2), 354-357. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2007.00225.x>
- Holl, K. D. y Aide, T. M. (2011). "When and Where to Actively Restore Ecosystems?". *Forest Ecology and Management*, 261, 1588-1563. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.07.004>
- Holl, K.D. (2007). Old field vegetation succession in the Neotropics. En Cramer, V.A., Hobbs, R.J. (Eds.), *Old fields: Dynamics, Restoration of Abandoned Farmland*. Society for Ecological Restoration. Island Press. 352 pp.
- Houston, J. (2006). Evaporation in the Atacama Desert: An empirical study of spatio-temporal variations and their causes. *Journal of Hydrology*, 330, 402-412. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2006.03.036>
- Huang, L., Wang, D. y Yao, L. (2019). Primary limitation on vegetation productivity shifts from precipitation in dry years to nitrogen in wet years in a degraded arid steppe of Inner Mongolia, northern China. *Journal of Soils and Sediments*, 19, 544-556. <https://doi.org/10.1007/s11368-018-2070-8>
- International Tropical Timber Organization (ITTO). (2002). *ITTO guidelines for the restoration, management and rehabilitation of degraded and secondary tropical forests - ITTO Policy Development Series No. 13*. Yokohana, Japan. <https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/002-063.pdf>
- Jenkins, M. (2003). *Prospects for biodiversity*. *Science*, 302, 1175-1177. <https://doi.org/10.1126/science.1088666>
- Jones, H. P. y Schmitz, O. J. (2009). Rapid recovery of damaged ecosystems. *Plos One*, 4(12), e5653. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0005653>
- Jones, H.P. y Schmitz, O.J. (2009). Rapid Recovery of Damaged Ecosystems. *Plos One* 4(5), e5653. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0005653>
- Lamb, D. (1994). Reforestation of degraded tropical forest lands in the Asia-Pacific region. *Journal of Tropical Forest Science*. 7(1). 1-7. <https://jtf.s.frim.gov.my/jtfs/article/view/1799>
- Diario Oficial de la Federación. (2018). *Ley general de desarrollo forestal sustentable*. 2018. Ciudad de México, México. [https://www.dof.gob.mx/nota\\_detalle.php?codigo=5525247&fecha=05/06/2018#gsc.tab=0](https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5525247&fecha=05/06/2018#gsc.tab=0).
- Diario Oficial de la Federación. (1988). *Ley General de Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente*. Ciudad de México, México.
- López-Barrera, F., García-Franco, J. G., Mehlreter, K., Rojas-Soto, O., Aguirre, A., Landgrave, R., Ortega-Pieck, A., Montes-Hernández, B., Aguilar-Dorantes, K., Díaz-Sánchez, A. A., Vázquez-Carrasco, G. y Rojas-Santiago, B. B. (2016). Ecología de la restauración del bosque nublado en el centro de Veracruz. En Cecon, E. y Martínez-Garza, C. (Eds.). *Experiencias mexicanas en la restauración de los ecosistemas* (pp. 103-129). Universidad Nacional Autónoma de México.

- López-Barrera, F., Martínez, G. C., Cecon, 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>
- Martínez, M. L. y López-Barrera, F. (2008), “Special Issue: Restoring and Designing Ecosystems for a Crowded Planet”. *Ecoscience*, 15(1), 1-5. <https://www.jstor.org/stable/42901955>
- Mata Balderas, J., Alanís Rodríguez, E., Sarmiento Muñoz, T., Rodríguez Alejandro, E. y Garza Pérez, A. (2024). Supervivencia y crecimiento de una reforestación de seis especies del matorral espinoso tamaulipeco en el noreste de México. *Polibotánica*, 58, 135-147
- Mata Balderas, J., Cavada Prado, K., Sarmiento Muñoz, T. y 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). <https://doi.org/10.29298/rmcf.v13i71.1229>.
- Mata-Balderas, J. M., González-Sánchez, C. S., Cavada-Prado, K. A. y Sarmiento-Muñoz, T. (2023). Assessment of a reforestation and a regeneration of the Tamaulipan Thorny Scrub at Northeastern Mexico. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 14(79), 180-212. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v14i79.1340>
- Méndez, M., Martínez, C., Cecon, E y Guariguata, M. (2018). *La restauración de ecosistemas terrestres en México: Estado actual, necesidades y oportunidades*. Documentos Ocasionales 185. Bogor, Indonesia: CIFOR.
- Menninger, H., Palmer M. (2006) Restoring ecological communities: from theory to practice. In Falk DA, Palmer MA, Zedler JB (Eds.) *Foundations of Restoration Ecology*. Island Press. Washington, DC, USA. Pp. 88-112.
- Molina-Guerra, V. M., Alanís-Rodríguez, E., Collantes-Chávez-Costa, A. y Buendía-Rodríguez, E. (2023). Restauración de un fragmento de matorral espinoso tamaulipeco: Respuesta de ocho especies leñosas. *Colombia Forestal*, 26(1), 36-47. <https://doi.org/10.14483/2256201X.19056>
- Navar, J., Rodríguez-Flores, F. de J., Dominguez-Calleros, P. y Pérez-Verdin, G. (2014). Diversity-productivity relationship in the northeastern Tamaulipan Thornscrub Forest of Mexico. *International Journal of Ecology*, 2014, Article ID 196073. <https://doi.org/10.1155/2014/196073>
- Patiño-Flores, A. M., Alanís-Rodríguez, E., Molina-Guerra, V. M., Jurado, E., González-Rodríguez, H., Aguirre-Calderón, O. y Collantes-Chávez-Costa, A. (2022). Regeneración natural en un área restaurada del matorral espinoso tamaulipeco del noreste de México. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios*, 9(1), 1-7. <https://doi.org/10.19136/era.a9n1.2853>
- Patiño-Flores, A. M., Alanís-Rodríguez, E., Molina-Guerra, V. M., Sigala Rodríguez, J. Ángel, Jurado, E., González-Rodríguez, H. y Aguirre-Calderón, O. A. (2022b). Desempeño de una reforestación con especies arbóreas nativas del matorral espinoso tamaulipeco en áreas degradadas: Desempeño de una reforestación. *Madera Y Bosques*, 28(2), e2822342. <https://doi.org/10.21829/myb.2022.2822342>
- Pérez, D. R., González, F., Ceballos, C., Oneto, M. E. y Aronson, J. (2019). Direct seeding and outplantings in drylands of Argentinean Patagonia: Estimated costs, and prospects for large-scale restoration and rehabilitation. *Restoration Ecology*, 27, 1105-1116. <https://doi.org/10.1111/rec.12961>
- Pesquería - Administración 2021-2024 (2021). Plan Municipal de Desarrollo 2021 – 2024. Pesquería, N.L. <https://pesqueria.gob.mx/wp-content/uploads/2022/02/ART-96-FRACC-I-PLAN-DE-DESARROLLO-MUNICIPAL-2021-2024.pdf>
- Diario Oficial de la Federación. (2020). Reglamento de la Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable.
- Diario Oficial de la Federación. (1988). Reglamento de la Ley General de Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente. [https://dof.gob.mx/nota\\_detalle.php?codigo=4741665&fecha=07/06/1988#gsc.tab=0](https://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=4741665&fecha=07/06/1988#gsc.tab=0)
- Rey Benayas, J. M., Bullock, J. M. y Newton, A. C. (2008). Creating woodland islets to reconcile ecological restoration, conservation, and agricultural land use. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6(6), 329-336. <https://doi.org/10.1890/070057>
- Rodrigues, R. R., Gandolfi, S., Nave, A. G., Aronson, J., Barreto, T. E., Vidal, C. Y. y Brancalion, P. H. S. (2011). Large-scale ecological restoration of high-diversity tropical forests in SE Brazil. *Forest Ecology and Management*, 261(10), 1605-1613. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.07.005>
- Saunders, D. A., Hobbs, R. L. y Margules, C. R. (1991). Biological consequences of ecosystem fragmentation: A review. *Conservation Biology*, 5(1), 18-32. <https://www.jstor.org/stable/2386335>
- Diario Oficial de la Federación. (2019). Plan Nacional de Desarrollo 2019-2024. [https://www.dof.gob.mx/nota\\_detalle.php?codigo=5565599&fecha=12/07/2019#gsc.tab=0](https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5565599&fecha=12/07/2019#gsc.tab=0)
- Diario Oficial de la Federación. (2020). Programa Nacional Forestal 2020-2024. [https://www.dof.gob.mx/nota\\_detalle.php?codigo=5609275&fecha=31/12/2020#gsc.tab=0](https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5609275&fecha=31/12/2020#gsc.tab=0)
- Diario Oficial de la Federación. (2020). Programa Sectorial de Medio Ambiente y Recursos Naturales 2020-2024. [https://www.dof.gob.mx/nota\\_detalle.php?codigo=5596232&fecha=07/07/2020#gsc.tab=0](https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5596232&fecha=07/07/2020#gsc.tab=0)

- Shono, K., Cadaweng, E. A. y Durst, P. B. (2007). Application of assisted natural regeneration to restore degraded tropical forestlands. *Restoration Ecology*, 15, 620–626. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2007.00274.x>
- Siyag, P. R. (1998). *The afforestation manual: Technology and management*. TreeCraft Communications. Michigan University. Michigan, USA. 585 p.
- Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group (SER). (2004). *The SER International primer on ecological restoration*. Society for Ecological Restoration International. [https://www.ctahr.hawaii.edu/littonc/PDFs/682 SERP\\_rimer.pdf](https://www.ctahr.hawaii.edu/littonc/PDFs/682_SERP_rimer.pdf)
- Stapleton, J., Bates, S., Lewis, M., Turner, S. R., Warne, D. y Florentine, S. (2023). A global review on arid zone restoration: Approaches and challenges. *Restoration Ecology*, 32. <https://doi.org/10.1111/rec.14078>
- Suding, K. N. y Hobbs, R. J. (2009). Threshold models in restoration and conservation: A developing framework. *Trends in Ecology & Evolution*, 24(5), 271–279. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.11.012>
- Terán V. A., Duarte N., Pérez A., Cuesta F. y Pinto E. (2018). Selección de especies potenciales para la Restauración. En Proaño R., Duarte N., Cuesta F. y Maldonado G. (Eds.), (2018). *Guía para la restauración de bosques montanos tropicales*. CONDESAN. Quito-Ecuador.
- U. S. Department of Agriculture. (2005). Technical Note 9. Terminology and definitions associated with revegetation. Spokane, Washington, U.S.A. <https://www.nrcs.usda.gov/plantmaterials/wapmctn6333.pdf>
- Vega-López, J.A., Alanís-Rodríguez, E., Molina-Guerra, VM., Buendía-Rodríguez, E., Marín-Solís, J. y Alcalá-Rojas, A. (2017). Selección de especies arbóreas y arbustivas para la restauración del matorral espinoso tamaulipeco. *Aridociencia* 2(1), 3-10.
- Velázquez, A., Mas, J. F., Díaz-Gallegos, J. R., Mayorga-Saucedo, R., Alcántara, P. C., Castro, R., Fernández, T., Bocco, G., Excurra, E. y Palacio, J. L. (2002). Patrones y tasa de cambios de uso del suelo en México. *Gaceta Ecológica*, 62, 21–37. <https://www.redalyc.org/pdf/539/53906202.pdf>
- Villar-Salvador, P., Planelles, R., Oliet, J., Peñuelas-Rubira, J. L., Jacobs, D. F. y González, M. (2004). Drought tolerance and transplanting performance of holm oak (*Quercus ilex*) seedlings after drought hardening in the nursery. *Tree Physiology*, 24(10), 1147–1155. <https://doi.org/10.1093/treephys/24.10.1147>
- Wu, X., Li, Z., Fu, B., Lu, F., Wang, D., Liu, H. y Liu, G. (2014). Effects of grazing exclusion on soil carbon and nitrogen storage in semi-arid grassland in Inner Mongolia, China. *Chinese Geographical Science*, 24, 479–487. <https://doi.org/10.1007/s11769-014-0694-1>
- Xu, H., Xu, F., Lin, T., Xu, Q., Yu, P., Wang, C., Aili, A., Zhao, X., Zhao, W., Zhang, P., Yang, Y., Yuan, K. (2023). A systematic review and comprehensive analysis on ecological restoration of mining areas in the arid region of China: Challenge, capability, and reconsideration. *Ecological Indicators*, 154. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110630>
- Yahdjian, L., Gherardi, L. y Sala, O. E. (2011). Nitrogen limitation in arid-subhumid ecosystems: A meta-analysis of fertilization studies. *Journal of Arid Environments*, 75(8), 675–680. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2011.03.003>
- Zahawi, R. A., Reid, J. L. y Holl, K. D. (2014). Hidden costs of passive restoration. *Restoration Ecology*, 22(3), 284–287. <https://doi.org/10.1111/rec.12098>