



El papel de las plantaciones y la regeneración natural en la recuperación inicial de la cobertura vegetal en una cantera en Morelos, México

The role of plantations and natural regeneration on initial recovery of vegetation cover in a quarry in Morelos, Mexico

Consuelo Bonfil^{1,2}, Viridiana Contreras-Rodríguez¹, Bruno Barrales-Alcalá¹

Resumen:

Antecedentes y Objetivos: Los estudios sobre la rehabilitación de canteras son escasos en México. En este estudio se analizó la importancia relativa de las plantaciones y la regeneración natural en la recuperación inicial de la vegetación en una cantera del trópico seco. Se comparó la composición y diversidad de especies presentes por ambas vías, su contribución a la cobertura y algunos rasgos funcionales que explican su desempeño.

Métodos: En septiembre de 2019 se marcaron e identificaron los individuos presentes (plantados y reclutados naturalmente) en 26 bloques (18×3.5 m) en los que se estableció la plantación. Se registró su altura y cobertura y se tomaron muestras de ramas y hojas para analizar algunos rasgos funcionales. Un año después se registró la supervivencia y el crecimiento de los individuos previamente marcados en una submuestra de los bloques.

Resultados clave: La contribución de la regeneración natural a la cobertura de la vegetación fue mucho mayor (81%) que la de la plantación (19%); su diversidad fue también mayor. Las especies reclutadas naturalmente tuvieron valores bajos de densidad de madera y contenido de masa seca de las hojas, al igual que *Senecio salignus*, la especie plantada con mayor cobertura. Con excepción de *Dodonaea viscosa*, las especies con mayor densidad de la madera tuvieron menor supervivencia y/o crecimiento.

Conclusiones: Se destaca la gran aportación de la regeneración natural a la cobertura inicial, uno de los primeros objetivos de la rehabilitación; su abundancia y diversidad se favorecieron por la cercanía a un bosque maduro. Seis de las especies plantadas tuvieron un buen desempeño, por lo que se recomienda su uso futuro. Cuando no haya una fuente de propágulos cercana, se puede fomentar la presencia de las especies de regeneración natural mediante la siembra de semillas o con plantaciones.

Palabras clave: bosque tropical caducifolio, crecimiento, rasgos funcionales, rehabilitación, supervivencia.

Abstract:

Background and Aims: Studies on rehabilitation of quarries are scarce in Mexico. In this study we analyzed the relative importance of plantations and natural regeneration on the initial recovery of vegetation in a quarry of the dry tropics. We compared species composition and diversity of plants established by both means, their contribution to vegetation cover and some functional traits that explain their performance.

Methods: in September 2019 we marked and identified all individuals (planted and naturally recruited) established in 26 plots (18×3.5 m) where the plantation was established. Their height and crown cover were registered; samples of branches and leaves were taken to analyze some functional traits. One year later we registered survival and growth of previously marked individuals in a subsample of the plots.

Key results: The contribution of natural regeneration to vegetation cover was much higher (81%) than that of the plantation (19%); its diversity was also higher. Species from natural regeneration had low values of wood density and leaf dry matter content, as well as *Senecio salignus*, the planted species having a larger crown cover. Except for *Dodonaea viscosa*, species with higher wood density had lower survival and/or growth.

Conclusions: The large contribution of natural regeneration to initial vegetation cover, one of the first objectives of rehabilitation, is remarkable; its abundance and diversity were favored by proximity to a mature forest. Six of the planted species had a good performance, so we recommend their use in the future. When there is no nearby source of propagules, the presence of naturally established species can be promoted by seed sowing or plantations.

Key words: functional traits, growth, rehabilitation, survival, tropical deciduous forest.

¹Universidad Nacional Autónoma de México, Facultad de Ciencias, Departamento de Ecología y Recursos Naturales, Circuito Exterior, Ciudad Universitaria, 04510 Cd. Mx., México.

²Autor para la correspondencia: cbonfil@ciencias.unam.mx

Editor de sección: Moisés Méndez Toribio.

Recibido: 3 de septiembre de 2021.

Revisado: 20 de noviembre de 2021.

Aceptado por Moisés Méndez Toribio: 25 de octubre de 2022.

Publicado Primero en línea: 22 de noviembre de 2022.

Publicado: Acta Botánica Mexicana 129 (2022).

Citar como: Bonfil, C., V. Contreras-Rodríguez y B. Barrales-Alcalá. 2022. El papel de las plantaciones y la regeneración natural en la recuperación inicial de la cobertura vegetal en una cantera en Morelos, México. Acta Botánica Mexicana 129: e1965. DOI: <http://doi.org/10.21829/abm129.2022.1965>



Este es un artículo de acceso abierto bajo la licencia Creative Commons 4.0 Atribución-No Comercial (CC BY-NC 4.0 Internacional).

e-ISSN: 2448-7589



Introducción

En México y el mundo la urbanización presenta una tendencia creciente, lo que ha incrementado la demanda de materias primas para la fabricación de cemento, el cual se obtiene de la calcinación a 1450 °C de una mezcla de piedra caliza, arcilla y mineral de hierro. El producto del proceso de calcinación es el “clínker”, que se muele finamente con yeso y otros aditivos químicos para producir cemento (**CE-MEX, s/f**). La extracción de materiales se hace en canteras, y en México todas las plantas de cemento cuentan con una en sus proximidades; algunas tienen canteras alternas para asegurar la oferta en caso de presentarse algún problema (**Espinoza-López, 2005**).

En el territorio nacional existen 32 plantas cementeras que tienen la capacidad de producir, en conjunto, 51 millones de toneladas anuales de cemento (**De la Garza Garza y Arteaga García, 2011**). La producción de cemento en México ha registrado aumentos continuos, con un volumen de producción que aumentó de 39.7 a 44.9 millones de toneladas y un valor de la producción (en millones de pesos de 2008) de \$59,828 a \$64,047, entre 2005 y 2015 (**Vásquez y Corrales, 2017**); en 2020 fue de 102.6 mil millones de pesos (**INEGI, 2021**). Esta tendencia creciente en la producción ha implicado la proliferación de canteras.

Con la presencia de una o varias canteras en un territorio, los atributos del paisaje como su composición, estructura y configuración, y los servicios que brindan los ecosistemas (mantenimiento de la biodiversidad, infiltración del agua y control de la erosión) se ven afectados por la eliminación de la cobertura vegetal y el suelo, así como por la modificación drástica del relieve para obtener el sustrato rocoso (**Jorba y Vallejo, 2010**). Cuando la explotación minera cesa, la recuperación de la cubierta vegetal suele dificultarse por la severa degradación del sitio de extracción. El proceso de recuperación de la vegetación es lento, similar al que se presenta durante la sucesión primaria que se produce en un sustrato rocoso carente de suelo (p. ej. un derrame de lava). Generalmente las primeras especies que se establecen en este sustrato son líquenes y algunas especies dispersadas por viento (**Cano Santana y Meave, 1996**). En una cantera, además de que el suelo está ausente o es escaso, las alteraciones del relieve originan una morfología inestable que favorece la erosión por agua y viento (**Clemente et al., 2004**).

El desarrollo del suelo *in situ* también ocurre muy lentamente, pues depende del material parental y del clima (**Cano Santana y Meave, 1996**).

Por lo general, en las canteras el suelo se retira antes de la explotación (descapote) y se almacena para volver a colocarlo sobre el sustrato rocoso cuando la extracción ha cesado. Sin embargo, durante el almacenamiento sufre fuertes modificaciones: baja el contenido de materia orgánica y de nutrientes (o un balance alterado de ellos), y hay cambios en el pH y pérdida de la biodiversidad, lo que altera su funcionamiento ecológico (**Lane et al., 2020**). Al iniciar la rehabilitación, la capacidad de retención de agua de este suelo, y del sustrato rocoso que subyace, suele ser baja. Además, la radiación solar al incidir de manera directa aumenta la temperatura superficial (**Jorba y Vallejo, 2010; Das et al., 2013**).

Todo eso impone fuertes restricciones abióticas y bióticas, que actúan de forma interdependiente para la recuperación de la vegetación en las canteras (**Salgueiro et al., 2020**). Tanto la germinación de las semillas como el establecimiento de las plántulas se ven muy limitados por la combinación de factores edáficos y microclimáticos adversos para su desarrollo (**Sort y Alcañiz, 1996; Clemente et al., 2004**).

Por estas razones es importante que al finalizar la explotación se realicen actividades que favorezcan el restablecimiento de la vegetación y contribuyan a la rehabilitación del sitio, de forma que se recuperen la biodiversidad y algunos servicios ecosistémicos (**Salgueiro et al., 2020**). Las acciones de rehabilitación ecológica en canteras deben diseñarse para apoyar los procesos de sucesión natural, buscando que los objetivos y las metas estén basadas en ecosistemas de referencia (**Jorba y Vallejo, 2010**). Sin embargo, debido a la degradación sustancial que causa la minería, muchas veces es necesario usar modelos alternativos y buscar restablecer un cierto nivel de funcionamiento del ecosistema, más que la biodiversidad e integridad de un ecosistema de referencia nativo (**Gann et al., 2019**).

Una de las principales intervenciones que se realizan en sitios degradados por actividades mineras son las plantaciones, ya que permiten acelerar la sucesión y activar los procesos de regeneración natural en sitios donde muchas veces no había recuperación evidente (**Clemente et al., 2004**).





et al., 2004; Mexia et al., 2020). Además, con ello es posible restablecer una cubierta vegetal de forma relativamente rápida en un sustrato previamente estabilizado, para frenar la erosión y las tolvaneras y mejorar el valor estético del sitio (Wang et al., 2018). Para ello se usa el suelo retirado durante el descapote como sustrato de las plantaciones (Jorba y Vallejo, 2010). La vegetación debe monitorearse, de forma que se conozca qué especies logran establecerse bajo las difíciles condiciones del medio físico, contribuyendo a modificar las condiciones ambientales bajo su dosel y favoreciendo la sucesión ecológica. Con ello, es posible evaluar su contribución a la recuperación del sitio, considerando distintas escalas temporales (Gann et al., 2019).

Durante la sucesión, las primeras especies que se establecen de forma natural, llamadas pioneras, experimentan condiciones ambientales más adversas que las que se reclutan después de algunos años, cuando ya ha habido un aporte de materia orgánica proveniente de la hojarasca y un desarrollo incipiente del suelo (Jorba y Vallejo, 2010; Mexia et al., 2020). Además, algunas especies que se establecen inicialmente funcionan como plantas nodrizas para otras que se incorporan más adelante, cuyas plántulas requieren de sombra (Khurana y Singh, 2001). En general, las especies pioneras tienen una menor longevidad y tiempo reproductivo que las de sucesión tardía; también presentan un mayor crecimiento vertical, un menor tamaño a la madurez, una tasa más rápida de adquisición de recursos y un intervalo de respuesta fisiológica más amplio que las especies sucesionalmente tardías (Cano Santana y Meave, 1996).

Las especies sucesionalmente tempranas, en general, resisten más las temperaturas altas y soportan mayores niveles de estrés hídrico (factores característicos de los sitios perturbados), que las especies de estados sucesionales más avanzados (Lebrija-Trejos et al., 2010). Entre las primeras dominan las dispersadas por viento, cuyas semillas suelen ser más pequeñas y menos susceptibles a la desecación en zonas abiertas (Vierira y Scariot, 2006).

Además de conocer la identidad y diversidad de especies que se establecen en las primeras etapas de rehabilitación de una cantera (que pueden diferir mucho, p. ej., de las que se establecen en campos agrícolas abandonados) es importante documentar la variedad de formas en que las

especies usan los recursos. Para comprender los mecanismos de ensamblaje de las comunidades y los procesos que se llevan a cabo en los ecosistemas, se recurre al componente funcional de la diversidad biológica (Córdova-Tapia y Zambrano, 2015; Salgado-Negret y Paz, 2016). Una de las dimensiones de la diversidad biológica es la diversidad funcional; para estudiarla se analizan los rasgos funcionales de las especies (características morfológicas, fisiológicas y fenológicas que afectan el desempeño ecológico de los individuos), los cuales se evalúan a través de su supervivencia, crecimiento y reproducción (Violle et al., 2007; Pérez-Harguindeguy et al., 2013). El estudio de los rasgos funcionales permite entender cómo cambian dichas características y qué disyuntivas enfrentan a lo largo de gradientes ambientales (Westoby y Wright, 2006), ya que determinan las respuestas de las especies a la estructura del paisaje, el uso del suelo y los factores del medio físico que, en el caso de las canteras, resultan determinantes (Gilardelli et al., 2015).

Entre los rasgos funcionales más significativos y estudiados, por las implicaciones que tienen en la fisiología de los organismos, se encuentran los relacionados con la asignación de biomasa a los diferentes órganos, y las características del tallo (incluyendo diversas variables de la madera y la corteza) y de las hojas (tamaño de hojas y foliolos, área foliar específica, etc.) (Chaturvedi et al., 2011; Pérez-Harguindeguy et al., 2013; Rosell et al., 2014). Aunque la investigación sobre cómo cambian los rasgos funcionales a lo largo de la sucesión en bosques tropicales secos ha avanzado en las últimas décadas (Chaturvedi et al., 2011, Lohbeck et al., 2015; Subedi et al., 2019), resulta difícil hacer hipótesis acerca de las características que tendrán dichos rasgos en las etapas iniciales de la rehabilitación de una cantera del bosque tropical seco. Sin embargo, es de esperarse que dichos rasgos muestren menor variación en las especies pioneras que se establecen por regeneración natural que en las introducidas por medio de plantaciones, que incluyen tanto pioneras como otras de estados sucesionales más avanzados. Esta menor variación en la regeneración natural se debería a que las plantas deben enfrentar fuertes filtros ambientales que operan durante la germinación de semillas y el establecimiento de plántulas, que se evitan en la plantación al introducir individuos juveniles de una gama más amplia de especies.





Si bien la revegetación técnica es la herramienta más usada para la rehabilitación de minas, la regeneración natural juega un papel importante en la recuperación de la cubierta vegetal en sitios degradados, y en los últimos años se ha hecho hincapié en su importancia como una opción efectiva y de bajo costo para la regeneración de los bosques (Chazdon y Uriarte, 2016; Chazdon, 2017; Crouzeilles et al., 2017). Sin embargo, hay poca información sobre la contribución de las especies introducidas y las reclutadas de forma natural en la recuperación de canteras, probablemente porque la sucesión espontánea se produce con mayor frecuencia y facilidad en sitios cuyas condiciones ambientales no son muy extremas (Prach y Hobbs, 2008). A pesar de ello, se ha reportado el éxito de la revegetación natural en canteras de caliza (Tropék et al., 2010), minas de arena y de grava (Šebelíková et al., 2020), y muros verdes colocados en paredes verticales de canteras (Monteiro et al., 2020). En otros casos, sin embargo, los parches en regeneración pueden resultar en “desiertos de pioneras”, en los que están ausentes las especies características del bosque maduro (De la Peña-Domene et al., 2013), por lo que si estas no se reclutan de manera natural es necesario introducirlas mediante plantaciones que no solo permiten recuperar especies, sino también funciones ecológicas.

En México existe poca investigación sobre la rehabilitación de minas. El caso más conocido es el de la planta de la Cementera Holcim, ubicada en las cercanías de Córdoba, Veracruz, que fue restaurada exitosamente debido a una combinación virtuosa de inversión e investigación a cargo de personal académico del Instituto de Ecología, A.C. (Fragoso y Rojas Fernández, 2012). Hay además un reporte de rehabilitación de una cantera en el matorral xerófilo tamaulipeco (Marroquín-Castillo et al., 2017). Sin embargo, hasta donde se sabe, no existe investigación sobre la rehabilitación de canteras ubicadas en el trópico seco. Por ello, la cantera de Cementos Moctezuma, en el estado de Morelos, al estar rodeada por uno de los relictos mejor conservados de bosque tropical caducifolio (la Sierra de Montenegro), resulta un sitio ideal para entender el proceso de recuperación de una mina.

Con estos antecedentes, este estudio tuvo como objetivo principal analizar la importancia relativa de las plantaciones y la regeneración natural en la recuperación ini-

cial de la cubierta vegetal en una cantera del trópico seco mexicano. Para ello, se analizó la composición y diversidad de especies presentes a través de plantaciones o por reclutamiento natural y su contribución a la cobertura vegetal; también se analizó si había diferencias en la supervivencia y el crecimiento, en especial en la cobertura de las plantas, debidas al origen de las plantas y al relieve, que es más inestable en los taludes (inclinados) que en las zonas planas (banquetas). Finalmente, se evaluaron algunos rasgos funcionales que pueden contribuir a explicar el desempeño diferencial de las especies.

Se partió de las siguientes hipótesis: (i) debido a que con las plantaciones es posible evitar estadios muy vulnerables, como la germinación y el establecimiento de plántulas, así como seleccionar una gama amplia de especies, su aportación a la diversidad de especies será mayor que la de la regeneración natural, (ii) debido a la mejor adaptación de las especies reclutadas naturalmente a las restrictivas condiciones del medio físico, su aportación a la cobertura vegetal será mayor que la de las especies plantadas, (iii) independientemente del origen de las plantas, la supervivencia será mayor en las banquetas que en los taludes, por la inestabilidad del sustrato en estos últimos y, (iv) los fuertes filtros ambientales presentes en la cantera darán como resultado que los rasgos funcionales de las especies reclutadas por regeneración natural presenten menor variación que los de las especies introducidas a través de plantaciones, ya que en estas últimas se evitan algunos de ellos y es posible incluir tanto especies pioneras como de estadios sucesionales más avanzados.

Materiales y Métodos

Zona de estudio

Este trabajo se llevó a cabo en la cantera principal de la planta productora de Cementos Moctezuma® que se localiza en Tepetzingo, municipio Emiliano Zapata, Morelos, México (Fig. 1). Esta planta se ubica en la porción oeste de la reserva estatal Sierra de Montenegro, que es un relicto importante de bosque tropical caducifolio en el estado (Bastida et al., 2008), y al norte de la sierra de Huautla, que es el área de bosque tropical caducifolio más extensa y mejor conservada del estado de Morelos (Dorado Ramírez, 2001).



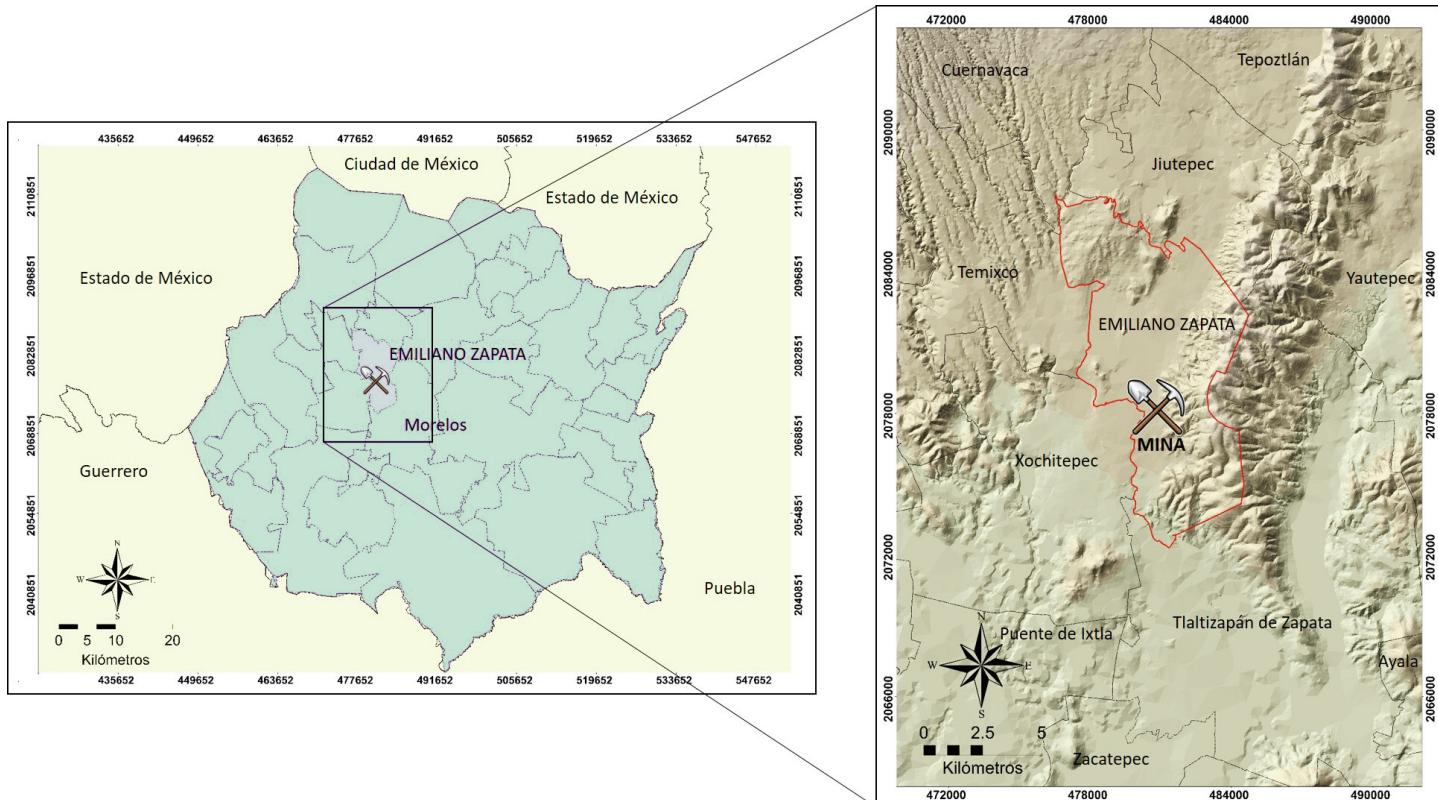


Figura 1: Ubicación de la zona de estudio en el municipio Emiliano Zapata, Morelos, México.

En la zona el clima es cálido-subhúmedo con lluvias en verano (Aw_0), el más seco de los subhúmedos; la temperatura media anual es de 24 °C y la precipitación anual promedio de 1000 mm. Los suelos son rendzinas derivadas de roca caliza (González-Chévez y Flores-Díaz, 2020). La vegetación es bosque tropical caducifolio (BTC) (*sensu* Rzedowski, 1978) o selva baja caducifolia (*sensu* Miranda y Hernández X., 1963). Aunque no existen estudios de la composición y estructura del BTC de la Sierra de Montenegro, entre las especies más importantes se encuentran *Conzzattia multiflora* (B.L. Rob.) Standl., *Ficus* sp., *Bursera copallifera* (Sessé & Moc.) Bullock, *Comocladia engleriana* Loes., *Lysiloma divaricatum* (Jacq.) J.F. Macbr. y *Lysiloma acapulcense* (Kunth) Benth. (Bastida et al., 2008).

La cantera estudiada (denominada cantera sur) se encuentra a 1617 m s.n.m y tiene una extensión de más de 300 ha. Al iniciar la explotación, entre 2014 y 2015, se retiró la capa superficial de suelo con maquinaria, y se mantuvo almacenada en montículos al aire libre. La porción de la cantera estudiada corresponde a la plantación realizada en 2018, por lo que el suelo permaneció almacenado en-

tre tres y cuatro años antes de ser colocado en la superficie rocosa, que estaba conformada por banquetas (zonas planas) y taludes (laderas muy inclinadas, hasta de 70°). La plantación incluyó 20 especies nativas del bosque tropical caducifolio, establecidas en 26 bloques de 63 m² (18 × 3.5 m), distribuidos tanto en banquetas (13) como en taludes (13). Entre ellas destaca *Sideroxylon capiri* Pittier, incluida como especie amenazada en la NOM-059-SEMARNAT-2010 (SEMARNAT, 2010).

Estado de inicial de la vegetación – Diversidad y composición de especies

En julio de 2019 se visitó por primera vez la cantera y se registraron las plantas vivas procedentes de la plantación realizada en 2018, tomando como base los datos de la empresa que había registrado el número de individuos de cada especie plantados en cada bloque.

También se registraron todos los individuos con una altura ≥30 cm reclutados de forma natural (la mayoría de los cuales eran leñosos) dentro de los bloques usados en la plantación. Cada planta fue etiquetada para su posterior





identificación. Se tomaron muestras para ejemplares de herbario, que fueron identificadas por personal del herbario de la Facultad de Ciencias de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM) y se elaboró un listado de las especies plantadas (Apéndice 1) y reclutadas por regeneración natural (Apéndice 2).

Con la información de los individuos vivos en 2019, tanto de especies plantadas como reclutadas naturalmente, se calculó el índice de Shannon (H') y a partir de este, la equitatividad (E) mediante la siguiente fórmula: $E = H' / \ln S$; donde S es la riqueza de especies (Soler et al., 2012). Aunque el uso del índice de Shannon ha decaído recientemente, debido a que su comprensión es difícil, se reporta porque ha sido muy usado previamente en análisis de diversidad. Adicionalmente, se calcularon los números efectivos de especies con los estimadores qD , los cuales permiten comparar la diversidad de distintas comunidades de forma directa e intuitiva (Moreno et al., 2011). El exponente q determina la sensibilidad del índice a la abundancia relativa de las especies; es decir, la influencia que pueden tener las especies comunes o las raras. Cuando $q=0$ la insensibilidad a dichas abundancias es total, y la medida es igual a la riqueza de especies. Cuando $q=1$ todas las especies son incluidas con un peso proporcional a su abundancia en la comunidad; la medida que se obtiene es igual a la diversidad que tendría una comunidad con i especies igualmente comunes. La diversidad de orden 2 ($q=2$) se centra en las especies más comunes o abundantes (Moreno et al., 2011) y es igual al inverso del índice de Gini-Simpson (Jost y González-Ortega, 2012).

Tamaño inicial y aportación a la cobertura

Se registró la altura al ápice y dos medidas perpendiculares de la copa de cada planta etiquetada, para estimar su cobertura con la fórmula $CC=(r_1 \times r_2)\pi$, donde CC es la cobertura de la copa, r_1 es el radio menor y r_2 el radio mayor de la copa. Con los datos de 2019 se estimaron las aportaciones de la plantación y de la regeneración natural a la cobertura vegetal total, y se analizó el efecto del origen de las plantas (plantación y regeneración natural) y del relieve (banquetas y taludes) en la cobertura promedio por especie y la cobertura promedio por bloque.

Supervivencia y crecimiento de la plantación y la regeneración natural

Con base en los datos proporcionados por la empresa sobre la plantación realizada en 2018, se calculó la supervivencia durante el periodo de 2018 a 2019. Debido a que no había datos del tamaño inicial de las plantas, no se pudo estimar el crecimiento. En 2020 fue imposible registrar la supervivencia y crecimiento de la muestra total, debido a que a finales de 2019 la empresa introdujo maquinaria para remodelar el relieve, destruyendo varios bloques. En su lugar, se tomó como base el número de plantas vivas en el censo de 2019 en una submuestra de 17 bloques que no fueron dañados (ocho en banqueta y nueve en talud) para calcular la supervivencia anual y el crecimiento (2019-2020), tanto de las plantas reclutadas naturalmente como de la plantación. Como variables de crecimiento se usaron los promedios de la diferencia entre el valor final (2020) y el inicial (2019) de la altura y la cobertura de las plantas individuales.

Rasgos funcionales

Se midieron rasgos funcionales de hojas, madera y corteza, los cuales se describen más adelante. Para ello se colectó una muestra de ramas y hojas de al menos cuatro plantas por especie, incluyendo tanto individuos plantados como reclutados por regeneración natural. Se usaron ramas debido a la imposibilidad de obtener muestras de los tallos, ya que implican un muestreo destructivo. Se seleccionaron ramas y hojas sanas, bien desarrolladas y expuestas al sol. Las muestras fueron colocadas en bolsas de plástico, con un poco de agua. Se colocaron en hieleras para mantenerlas frescas y se trasladaron el mismo día al laboratorio de ecología de la restauración de la Facultad de Ciencias, UNAM, en donde se procesaron.

Se evaluaron seis rasgos funcionales como se especifica en Pérez-Harguindeguy et al. (2013) y Rosell et al. (2014): (1) Densidad de la madera de la rama (DM), que es la masa seca de la madera entre el volumen fresco de la misma (mg mm^{-3}). Las muestras se cortaron de 1 cm de longitud y la corteza se separó de la madera. El volumen se midió con el método de desplazamiento de agua. Posteriormente fueron secadas en un horno (modelo 5015-54, Cole-Parmer,





Vernon Hills, IL, EUA) a 70 °C por 72 horas y luego se pesaron en una balanza analítica calibrada (modelo AGGOTTINGR, Sartorius, Goettingen, Alemania). Este procedimiento de secado y pesado fue el mismo para todas las muestras secas que se describen a continuación. (2) Contenido de agua de la madera de la rama (CAM), el cual expresa el cociente de la diferencia entre la masa fresca y la masa seca de la madera sobre la masa seca de la misma. (3) Área foliar específica (AFE), que se refiere al área de una hoja fresca dividida entre su masa seca. El área se obtuvo fotografiando cada hoja fresca, montada sobre una hoja blanca y cubierta con un vidrio plano; se añadió un cuadro de 1 cm² como referencia. Posteriormente las hojas fueron procesadas con el software Easy Leaf Area (Ming-Easlon y Bloom, 2014). La masa seca se obtuvo secando cada hoja antes de pesarla. (4) Contenido de masa seca en las hojas (CMSH), que es la masa seca de las hojas entre su masa fresca (mg g⁻¹). Se pesaron las hojas antes (frescas, transportadas en húmedo), y después de secarlas (secas). (5) Grosor de la corteza de la rama (GC), parte externa a la madera o xilema que incluye el cambium vascular, medida con un vernier digital (modelo 14388, Truper, Guadalajara, México). (6) Contenido de agua en la corteza de la rama (CAC), que indica el cociente de la diferencia entre la biomasa fresca de la corteza y la biomasa seca de la misma, entre la biomasa seca.

Análisis de datos

Los índices de diversidad se calcularon usando los programas Past v. 4 (Hammer et al., 2020) y Estimates (Colwell, 2013). La cobertura vegetal aportada por la plantación y la regeneración natural (usando los datos de cada bloque en 2019) se compararon mediante una prueba no paramétrica (U de Mann-Whitney; se reportan valores normalizados Z). El efecto del origen de las plantas (plantadas y regeneración natural) y el relieve (banquetas y taludes) en la cobertura de los individuos y de los bloques se analizó con un análisis de varianza (ANDEVA), transformando previamente los datos para cumplir con los supuestos de normalidad y homocedasticidad.

La supervivencia se analizó con modelos lineales generalizados con distribución binomial y función de enlace *logit*, en los que la variable de respuesta fue el número de

sobrevivientes y de muertos (codificados con 1 y 0 respectivamente); en todos estos análisis se usó el software R v. 3.6.1 (R Core Team, 2019). En el periodo 2018-2019 solo fue posible comparar la supervivencia de la plantación entre las dos condiciones de relieve (taludes y banquetas), mientras que en 2019-2020 se analizó el efecto del origen de las plantas (plantadas y regeneración natural) y de las dos condiciones de relieve, ya señaladas, en la supervivencia. El crecimiento se analizó comparando los cambios absolutos anuales en altura y cobertura entre la plantación y la regeneración natural (incluyendo todas las especies) mediante una prueba no paramétrica (U de Mann-Whitney; se reportan valores normalizados Z). Las diferencias en dichos incrementos entre las especies plantadas, por un lado, y las de regeneración natural, por el otro, se analizaron mediante la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis; se reportan los valores asociados de χ². El tamaño de muestra no permitió hacer un análisis de dos vías. Los análisis se realizaron con el paquete de software Statistica v. 7 (Statsoft, 2002). En todos los análisis el nivel de significancia usado fue de 0.05.

Para analizar la variación en los rasgos funcionales de las especies plantadas y reclutadas por regeneración natural, se realizó un análisis de componentes principales (ACP), con la librería “factoextra”, del software R v. 3.6.1 (R Core Team, 2019). La matriz usada para el análisis incluyó en las columnas el origen (plantada o regeneración natural), y los diferentes rasgos funcionales (DM, CAM, AFE, CMSH, GC, CAC); en los renglones el nombre de cada especie y en las celdas los respectivos valores promedio para cada rasgo funcional.

Resultados

Estado de la plantación y la regeneración natural
En 2018 se plantaron 589 individuos, pertenecientes a 20 especies, 19 géneros y 11 familias. La lista completa de especies se presenta en el Apéndice 1. En 2019, cuando se hizo el primer censo de individuos vivos, se encontraron 182 individuos pertenecientes a 16 especies. Estas plantas estaban presentes tanto en taludes como en banquetas, pero su abundancia fue mayor en las banquetas (127 individuos) que en los taludes (55 individuos). La abundancia de cada especie difirió entre condiciones del relieve: 9 de las 16 es-





pecies inicialmente plantadas en los taludes solo tenían dos o menos individuos vivos en 2019, mientras que esto solo sucedió con una especie plantada en las banquetas.

El número de individuos reclutados por regeneración natural fue de 173: pertenecen a 30 especies (seis solo se pudieron identificar a nivel de género), 27 géneros y 10 familias; de estos, 120 se encontraban en banquetas y 53 en taludes. La lista completa de especies se presenta en el Apéndice 2.

Composición y diversidad de especies

La riqueza de especies (0D) y la diversidad evaluada, tanto a través del índice de Shannon como con el estimador del número efectivo de especies de orden 1 (1D) (Jost, 2006; Moreno et al., 2011), fueron mayores en la regeneración natural que en la plantación; lo mismo pasó con el número efectivo de especies de orden 2 (2D). Sin embargo, la equitatividad (E) fue ligeramente mayor en la plantación (Cuadro 1).

Cuadro 1: Riqueza local (S) y estimadores de la diversidad de especies en la regeneración natural y la plantación en una cantera en rehabilitación en el municipio Emiliano Zapata, Morelos, México. Índice de Shannon= H' , equitatividad= E , número efectivo de especies de orden 1= 1D , número efectivo de especies de orden 2= 2D .

	S	H'	E	1D	2D
Regeneración natural	30	2.78	0.81	15.95	10.94
Plantación	16	2.48	0.90	12.03	8.81

En cuanto a la composición de especies, la familia con el mayor número de especies en ambos casos fue Fabaceae, con nueve especies en la plantación y 12 en la regeneración natural. En esta última otras familias importantes fueron Asteraceae, con cinco especies, y Euphorbiaceae, con tres (Apéndices 1, 2).

Las especies de la plantación con mayor número de individuos vivos en 2019 fueron *Sideroxylon capiri*, *Ceiba aesculifolia* Britten & Baker f., *Lysiloma divaricatum*, *Cnidoscolus chayamansa* McVaugh, *Eysenhardtia polystachya* (Ortega) Sarg., *Ficus insipida* Willd. y *Lysiloma acapulcense*. En la regeneración natural la especie con mayor abundancia fue *Viguiera* sp., seguida por *Dalea*

leptocephala DC., con 30 y 29 individuos respectivamente. Otros taxa bien representados fueron *Ipomoea* sp., *Ipomoea arborescens* (Humb. & Bonpl. ex Willd.) G. Don, *Pluchea carolinensis* (Jacq.) G. Don, *Senna* sp., *Wigandia urens* (Ruiz & Pav.) Kunth y *Caesalpinia* sp. En 13 especies solo se registró un individuo.

Aportación a la cobertura vegetal

Las copas de las plantas solo cubrieron 6% (95.9 m²) del área comprendida en los 26 bloques evaluados en 2019 (1638 m²). De este total, la regeneración natural aportó 81.4% (78.1 m²) y las especies plantadas 18.6% (17.8 m²). La cobertura promedio (\pm e.e.) por individuo difirió significativamente ($F=106.2$, g.l. 1, $P<0.001$) por el origen de las plantas. En las especies plantadas fue 0.11 m² (\pm 0.01), mientras que en la regeneración natural 0.39 m² (\pm 0.04); también difirió entre condiciones del relieve ($F=7.65$, g.l. 1, $P=0.01$), siendo ligeramente mayor en los taludes (0.36 m² \pm 0.07) que en las banquetas (0.24 m² \pm 0.02). La interacción entre ambos factores no fue significativa ($F=0.44$, g.l. 1, $P=0.5$).

La cobertura promedio por bloque de las especies plantadas y de la regeneración natural difirió significativamente ($F=15.76$, g.l. 1, $P=0.0003$): en las primeras fue 0.82 m² (\pm 0.17); en la regeneración natural, 3.9 m² (\pm 0.98; casi cinco veces mayor). El efecto del relieve no fue significativo ($F=2.05$, g.l. 1, $P=0.16$), ni tampoco la interacción entre factores ($F=0.69$, g.l. 1, $P=0.41$).

De las especies de la plantación, la mayor cobertura correspondió a *Senecio salignus* DC., seguida por *Dodonaea viscosa* Jacq. Sin embargo, la primera no estuvo entre las tres especies con altura >1 m, que fueron *Cnidoscolus chayamansa*, *Enterolobium cyclocarpum* (Jacq.) Griseb. y *D. viscosa*. En cuanto a las especies establecidas por regeneración natural, la mayor cobertura promedio correspondió a *Pluchea carolinensis*, seguida por *Wigandia urens*; éstas y *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit registraron la mayor altura promedio (>1 m).

Supervivencia y crecimiento

De los 589 individuos plantados en 2018, 182 estaban vivos en 2019, lo que representa una supervivencia global de 30.9%. En esta primera evaluación anual las especies que





registraron una supervivencia $\geq 50\%$ fueron *Ceiba aesculifolia*, *Euphorbia fulva* Stapf, *Eysenhardtia polystachya* (Ortega) Sarg., *Erythrina americana* Mill., *Ficus insipida*, *Bursera copallifera* y *Gliricidia sepium* (Jacq.) Kunth ex Walp., mientras que la menor supervivencia correspondió a *Sideroxylon capiri*, *Lysiloma acapulcense*, *Lysiloma divaricatum*, *Senecio salignus* y *Pithecellobium dulce* (Roxb.) Benth., que registró el valor menor (11.1%). En cinco especies no se pudo evaluar la supervivencia por la incertidumbre asociada al bajo número inicial de individuos. El relieve no afectó significativamente la supervivencia global ($Z=0.782$, $P=0.43$), que fue muy similar en banquetas y taludes (29.8 y 33.3% respectivamente).

En 2019-2020 hubo un efecto significativo de la interacción entre el origen de las plantas y el relieve ($Z=-2.995$, $P=0.003$) en la supervivencia, debido a que en la regeneración natural fue mayor en taludes (44.4%) que en banquetas (27.1%), mientras que en la plantación fue mayor en banquetas (51.9%) que en taludes (36.4%). La supervivencia más alta de las especies plantadas se registró en *E. fulva* y cuatro especies de leguminosas (Fig. 2A); los valores menores se registraron también en dos leguminosas (*P. dulce* y *E. cyclocarpum*), pero no fueron muy bajos (50 y 40% respectivamente). En la regeneración natural siete de nueve especies evaluadas registraron una supervivencia $\geq 60\%$ (Fig. 2B): *Croton ciliatoglandulifer*

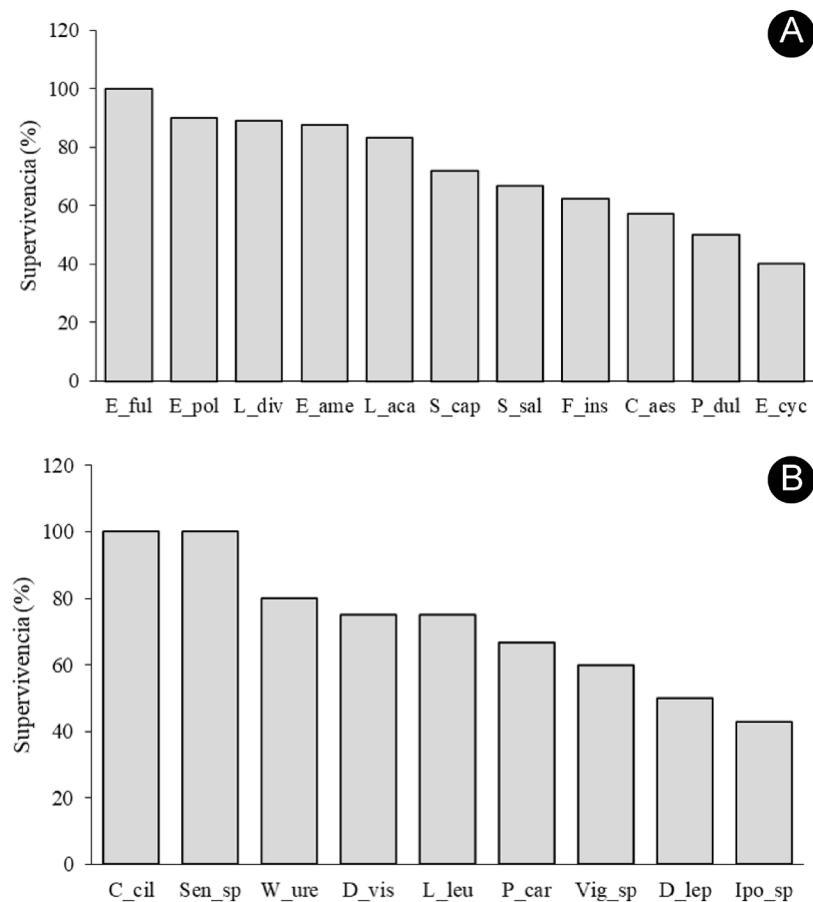


Figura 2: Supervivencia anual (2019-2020) de las especies establecidas por A. plantaciones y B. regeneración natural en una cantera en rehabilitación en el municipio Emiliano Zapata en Morelos, México. Especies presentes en A): E_ful = *Euphorbia fulva* Stapf, E_pol = *Eysenhardtia polystachya* (Ortega) Sarg., L_div = *Lysiloma divaricatum* (Jacq.) J.F. Macbr., E_ame = *Erythrina americana* Mill., L_aca = *Lysiloma acapulcense* (Kunth) Benth., S_cap = *Sideroxylon capiri* Pittier, S_sal = *Senecio salignus* DC., F_ins = *Ficus insipida* Willd., C_aes = *Ceiba aesculifolia* Britten & Baker f., P_dul = *Pithecellobium dulce* (Roxb.) Benth., y E_cyc = *Enterolobium cyclocarpum* (Jacq.) Griseb., B. C_cil = *Croton ciliatoglandulifer* Ortega, Sen_sp = *Senna* sp., W_ure = *Wigandia urens* (Ruiz & Pav.) Kunth, D_vis = *Dodonaea viscosa* Jacq., L_leu = *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit, P_car = *Pluchea carolinensis* (Jacq.) G. Don, Vig_sp = *Viguiera* sp., D_lep = *Dalea leptostachya* DC., e Ipo_sp = *Ipomoea* sp.





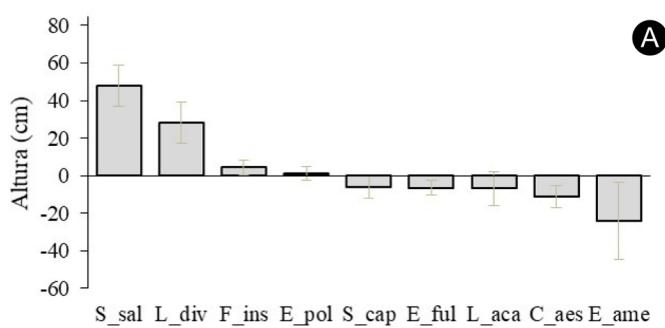
Ortega, *Senna* sp., *Wigandia urens*, *Dodonaea viscosa*, *Leucaena leucocephala*, *Pluchea carolinensis* y *Viguiera* sp. El tamaño de muestra de tres de ellas (*Senna* sp., *D. viscosa* y *L. leucocephala*) fue muy pequeño para incluirlas en el análisis.

El crecimiento en altura (i.e., incremento absoluto) entre 2019 y 2020 difirió significativamente entre las especies plantadas y las de regeneración natural ($Z=3.44$, $P=0.0006$), pero el crecimiento en cobertura no ($Z=1.77$, $P=0.076$). Globalmente la altura aumentó en la regeneración natural y disminuyó en la plantación. La disminución de la altura estuvo asociada a la muerte de la porción apical del tallo. Sin embargo, las plantas permanecieron vivas y retomaron el crecimiento desde yemas ubicadas en la porción más baja del mismo.

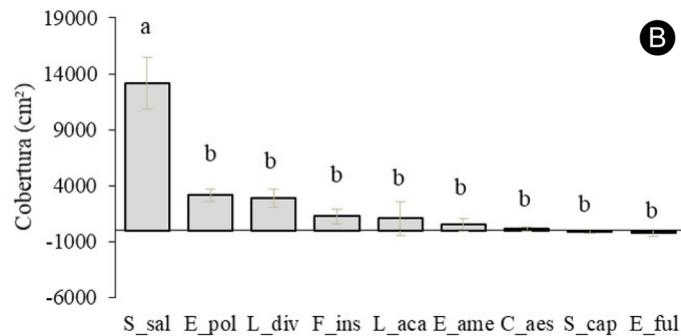
El crecimiento pudo analizarse en nueve especies de la plantación. El incremento en altura no difirió entre espe-

cies ($\chi^2=12.0$, g.l. 8, $P=0.15$). Sin embargo, se observó que dos de ellas aumentaron su altura promedio y dos la mantuvieron; el resto presentó decrementos ligeros (Fig. 3A). El incremento en cobertura sí difirió entre especies ($\chi^2=30.8$, g.l. 8, $P=0.0002$), siendo mucho mayor en *Senecio salignus* que en el resto de las especies que registraron pequeños aumentos o decrementos (Fig. 3B).

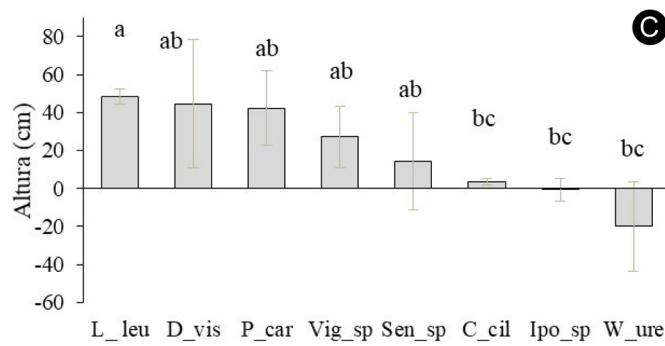
El crecimiento (2019-2020) solo se pudo analizar en ocho especies de la regeneración natural, ya que muchas contaban con solo uno o dos individuos. Se presentaron diferencias entre especies en el incremento en altura ($\chi^2=14.92$, g.l. 7, $P=0.037$). La especie con un mayor incremento fue *L. leucocephala*, aunque no difirió del que presentaron las otras cuatro especies (*D. viscosa*, *P. carolinensis*, *Viguiera* sp. y *Senna* sp.; Fig. 3C). El incremento en cobertura también difirió entre especies ($\chi^2=18.8$, g.l. 7, $P=0.009$). Los mayores incrementos en esta variable



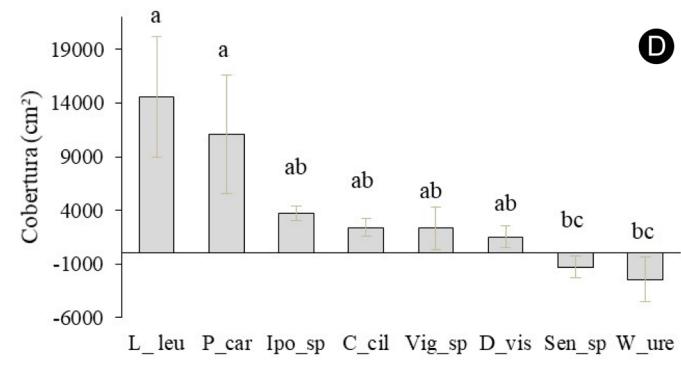
A



B



C



D

Figura 3: Crecimiento absoluto anual promedio (\pm error estándar) en altura y cobertura de las especies plantadas (A y B) y reclutadas por regeneración natural (C y D) en una cantera en rehabilitación en el municipio Emiliano Zapata en Morelos, México. Las letras distintas arriba de las barras de error indican diferencias significativas entre especies ($P<0.05$). *S_sal* = *Senecio salignus* DC., *L_div* = *Lysiloma divaricatum* (Jacq.) J.F. Macbr., *F_ins* = *Ficus insipida* Willd., *E_pol* = *Eysenhardtia polystachya* (Ortega) Sarg., *S_cap* = *Sideroxylon capiri* Pittier, *E_ful* = *Euphorbia fulva* Staph., *L_aca* = *Lysiloma acapulcense* (Kunth) Benth., *C_aes* = *Ceiba aesculifolia* Britten & Baker f., *E_ame* = *Erythrina americana* Mill., *L_leu* = *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit, *P_car* = *Pluchea carolinensis* (Jacq.) G. Don, *D_vis* = *Dodonaea viscosa* Jacq., *Ipo_sp* = *Ipomoea* sp., *C_cil* = *Croton ciliatoglandulifer* Ortega, *Vig_sp* = *Viguiera* sp., *Sen_sp* = *Senna* sp., *W_ure* = *Wigandia urens* (Ruiz & Pav.) Kunth.





correspondieron a *L. leucocephala* y *P. carolinensis*; dos especies registraron decrementos ligeros en esta variable (Fig. 3D).

Rasgos funcionales

No fue posible obtener el conjunto completo de los rasgos funcionales de todas las especies, por lo que estos se evaluaron en cuatro especies de la regeneración natural, nueve especies de la plantación y una presente en ambas (*D. viscosa*).

En el análisis de componentes principales, la densidad de la madera (DM) y el contenido de agua de la madera

(CAM) se asociaron con el primer componente, que explica 43.2% de la varianza. El segundo componente se asoció de forma positiva con el grosor de la corteza (GC) y negativamente con las variables de las hojas (CMSH y AFE) y explicó 29.7% de la varianza (Fig. 4); entre ambos explicaron 73%.

La distribución de las especies en el espacio conformado por estos dos ejes muestra que, con excepción de *D. viscosa*, las especies establecidas naturalmente (*Ipomoea* sp., *P. carolinensis*, *Viguiera* sp. y *W. urens*) se encuentran en valores acotados (± 1.25) del primer componente (eje horizontal de la Fig. 4), mientras que las establecidas por plantaciones se distribuyen en un intervalo de valores más

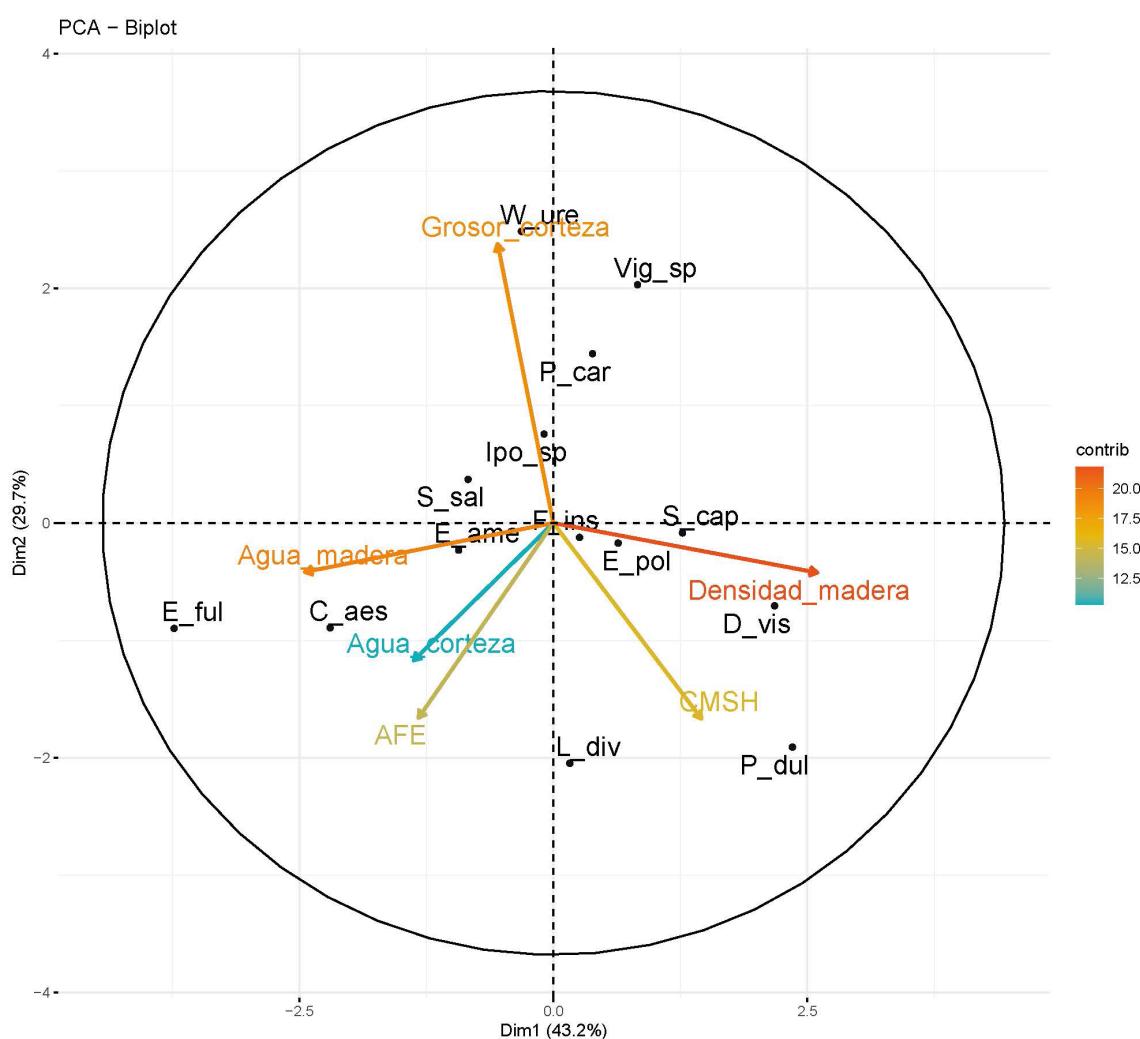


Figura 4: Análisis de componentes principales que muestra la covariación entre rasgos funcionales de algunas especies incorporadas por medio de plantaciones (*Ipo* sp, *P*_car, *Vig* sp, *W*_ure), por regeneración natural (*C* aes, *E* ame, *E* ful, *E* pol, *F* ins, *L* div, *S* cap y *S* sal) y por ambas vías (*D* vis) en una cantera en el municipio Emiliano Zapata en Morelos, México. *Ipo*_sp = *Ipomoea* sp., *P*_car = *Pluchea carolinensis* (Jacq.) G. Don, *Vig*_sp = *Viguiera* sp., *W*_ure = *Wigandia urens* (Ruiz & Pav.) Kunth, *C*_aes = *Ceiba aesculifolia* Britten & Baker f., *E*_ame = *Erythrina americana* Mill., *E*_ful = *Euphorbia fulva* Stapf, *E*_pol = *Eysenhardtia polystachya* (Ortega) Sarg., *F*_ins = *Ficus insipida* Willd., *L*_div = *Lysiloma divaricatum* (Jacq.) J.F. Macbr., *S*_cap = *Sideroxylon capiri* Pittier, *S*_sal = *Senecio salignus* DC., *D*_vis = *Dodonaea viscosa* Jacq.





amplio a lo largo de este eje. Cuatro especies plantadas (*F. insipida*, *E. americana*, *E. polystachya* y *L. divaricatum*) se encuentran en el intervalo antes señalado. En valores más negativos, con un alto contenido de agua de la madera, están *E. fulva* y *C. aesculifolia*. En valores positivos mayores, asociados a una mayor densidad de la madera, se encuentran *Sideroxylon capiri*, *D. viscosa* y *P. dulce* (Fig. 4). En el extremo positivo del segundo eje se encuentra *W. urens*, que tuvo el mayor grosor de la corteza, y en valores negativos *L. divaricatum*, quien junto con *P. dulce* tuvo los valores más altos de contenido de materia seca de las hojas.

Discusión

Éste es el primer estudio que evalúa la importancia relativa de la regeneración natural y las plantaciones en la rehabilitación de una cantera en el trópico seco de México. Aporta información valiosa sobre la recuperación de un sitio altamente degradado y ofrece un listado de especies basado en su desempeño y en los atributos funcionales de algunas especies importantes.

Los datos recabados corresponden a una etapa muy inicial de la rehabilitación, que incluye los dos primeros años después de que se hizo la plantación. Sin embargo, en este corto periodo se pudo establecer, de manera natural, un número de especies inesperadamente alto, que superó al número de especies plantadas. El análisis de la diversidad nos lleva a rechazar nuestra primera hipótesis (i.e., que la aportación de las plantaciones a la diversidad de especies sería mayor). A pesar de que alrededor de 40% de las especies de la regeneración natural se pueden considerar raras, por presentar un solo individuo (singletons), tanto el número equivalente de especies igualmente comunes, como el de especies dominantes, fueron mayores (33% y 22% respectivamente) en ésta que en la plantación. Ello se explica, en buena medida, porque la cantera está rodeada por un bosque tropical caducifolio en buen estado de conservación y porque la distancia del borde del bosque a la zona de la plantación es menor a 500 m, lo que favorece la llegada de propágulos. Aunque no puede descartarse que algunas especies se hayan reclutado a partir del banco de semillas remanente en el suelo del descapotado, el tiempo en que éste permaneció almacenado al aire libre (3-4 años), permite suponer que esta probabilidad es

muy baja. Los bancos de semillas autóctonos juegan un papel menor en la regeneración de áreas deforestadas de bosque tropical caducifolio, ya que muy pocas especies leñosas tienen bancos de semillas (Cabin et al., 2002; Vieira y Scariot, 2006; Meave et al., 2012).

Muchas de las especies que se establecieron espontáneamente, como *W. urens*, *Viguiera* sp., *Ricinus communis* L. y *P. carolinensis*, están asociadas a sitios perturbados y tienen un comportamiento malezoide, que se caracteriza por una alta capacidad de dispersión y un gran potencial de colonización, así como una alta plasticidad fenotípica (Solís-Oberg et al., 2016). Es común que durante los primeros años después del abandono de canteras se establezcan parches de especies ruderales capaces de colonizar el sustrato desnudo (Gilardelli et al., 2015). Sin embargo, se encontraron otras especies, como *Erythrina coralloides* DC. o *L. leucocephala*, que no tienen un comportamiento malezoide y son elementos característicos de la sucesión temprana del bosque tropical caducifolio (Márquez-Torres y Martínez-Garza, 2022).

El seguimiento del desarrollo de la vegetación en esta cantera por un periodo más largo permitirá evaluar tanto el cambio en la composición de las especies, a través de la sucesión, como la recuperación de la estructura del bosque. Aunque se ha reportado que después de algunas décadas la densidad de árboles es equivalente en los sitios rehabilitados y en los que no lo son (Frouz et al., 2015), la rehabilitación activa puede ser necesaria en las etapas iniciales para reducir el impacto ecológico y visual de estas áreas, así como para acelerar la sucesión.

Por otro lado, las diferencias entre los sitios rehabilitados y los de referencia pueden mantenerse durante mucho tiempo (Mexia et al., 2020), y es común que los bosques secundarios o restaurados no tengan una buena representación de todas las especies. En bosques tropicales secos secundarios de Costa Rica se ha reportado una predominancia de especies dispersadas por viento (Jansen, 2008), y de especies con semillas pequeñas en bosques restaurados de Brasil (Brancalion et al., 2018). Las plantaciones en etapas sucesionales más avanzadas pueden contribuir a aumentar la presencia de especies arbóreas con semillas grandes y/o dispersadas por animales (Brancalion et al., 2018).





Los resultados muestran también que, aunque la cobertura del terreno es aún incipiente, la regeneración natural tiene la mayor aportación a su recuperación, lo que confirma la predicción inicial de que dicha cobertura sería mayor que la de la plantación. La cubierta vegetal disminuye la erosión por viento y agua y atenúa la temperatura del sustrato, mitigando las difíciles condiciones microclimáticas y favoreciendo el establecimiento de especies menos tolerantes de dichas condiciones, tanto en las canteras del trópico seco como en otros ambientes con temperaturas extremas (Carrillo-García et al., 1999; Castro et al., 2002).

Marroquín-Castillo et al. (2017) estudiaron una cantera con siete años de abandono en el matorral espinoso tamaulipeco y encontraron que la regeneración natural estuvo ausente en un área no rehabilitada, la cual no fue excluida de usos productivos (como la ganadería). En dicho estudio la rehabilitación no incluyó plantaciones; solo se depositó material rocoso y edáfico y el área se protegió mediante una cerca perimetral, por lo que toda la recuperación se debió a la regeneración natural. Dichos autores muestran que sitios mineros altamente degradados, que pudieran permanecer bajo un estado de sucesión detenida por décadas, pueden recuperar su capacidad regenerativa tras una intervención mínima siempre que se encuentre vegetación conservada alrededor, como sucede en la cantera de Cementos Moctezuma®.

La hipótesis de que una mayor estabilidad del sustrato implicaría que la supervivencia fuera mayor en banquetas que en taludes, independientemente del origen de las plantas, no se confirmó. En la plantación no hubo diferencias en la supervivencia entre las condiciones del relieve el primer año, mientras que en el segundo sí se registró una mayor supervivencia en banquetas que en taludes. En contraste, las especies de la comunidad regenerativa presentaron una mayor supervivencia en taludes. Debido a que los taludes tienen una menor acumulación de suelo y una mayor inestabilidad del sustrato, resulta difícil explicar este resultado. Aunque es posible suponer que se debe a la prevalencia de *P. carolinensis* y de *L. leucocephala* en los taludes (especies que parecen mostrar un mejor desempeño en estos últimos que en terrenos planos). Es necesario realizar estudios más detallados para determinar la veracidad de esta hipótesis y sus posibles razones.

El análisis de la supervivencia de las especies establecidas por plantaciones nos permite seleccionar a tres que tuvieron una alta supervivencia durante los dos años evaluados (2018-2020): *Euphorbia fulva*, *Eysenhardtia polystachya* y *Erythrina americana*. Además, *Lysiloma divaricatum*, *Lysiloma acapulcense* y *Senecio salignus* fueron especies cuya supervivencia se incrementó en el segundo año, por lo que también resultan importantes para su uso en proyectos de restauración. Es común que en plantaciones establecidas en sitios degradados se presenten altas tasas de mortalidad durante el primer año y posteriormente la supervivencia se incremente gradualmente (Álvarez-Aquino y Williams-Linera, 2012). Estos resultados, en conjunto con los de crecimiento, llevan a recomendar el uso de *E. polystachya*, *L. divaricatum* y *S. salignus* en futuras plantaciones en canteras. La presencia de esta última se ha reportado en derrames recientes de lava (Lindig-Cisneros et al., 2006) y en depósitos de escombros de minas metalíferas (Cortés-Jiménez et al., 2013), por lo que es un arbusto especialmente valioso para la rehabilitación de canteras, que puede actuar como planta nodriza. Diversos arbustos actúan como plantas nodrizas en una gama muy amplia de condiciones ambientales y ecosistemas (Castro et al., 2002; Gómez Aparicio et al., 2004, 2008).

Adicionalmente, *D. viscosa* y las especies del género *Erythrina* L., presentes tanto en las plantaciones como en la regeneración natural, tuvieron un buen desempeño, por lo que pueden plantarse o establecerse a través de semillas. *Ceiba aesculifolia*, aunque inicialmente no creció, puede recuperar su crecimiento más adelante y ser útil para la rehabilitación, ya que en sus estadios juveniles presenta altas tasas de crecimiento (obs. pers.), y en otros ensayos de restauración ha mostrado altas tasas de supervivencia (Álvarez-Aquino y Williams-Linera, 2012; Encino-Ruiz et al., 2013). Los resultados del presente trabajo permiten desaconsejar el uso de *Pithecellobium dulce* y *Enterolobium cyclocarpum* en etapas iniciales de la rehabilitación, pues esta última tiene afinidad por sitios donde se concentra la humedad del suelo. *Sideroxylon capiri* podría también introducirse cuando las condiciones sean más benignas, dado su estatus de protección. Al igual que en este estudio, Márquez-Torres y Martínez-Garza (2022) reportaron altas tasas de supervivencia de *D. viscosa* y *E. polystachya*, así





como una baja supervivencia de *P. dulce* en plantaciones de restauración del bosque tropical seco.

En cuanto a las especies establecidas naturalmente, cuatro destacaron por sus valores altos de supervivencia y crecimiento (*L. leucocephala*, *P. carolinensis*, *D. viscosa* e *Ipomoea* sp.); se ha reportado que *D. viscosa* y *L. leucocephala* tienen una buena supervivencia en plantaciones (Márquez-Torres y Martínez-Garza, 2022). Otras tres especies (*C. ciliatoglandulifer*, *Senna* sp. y *W. urens*) tenían ya una buena talla desde el registro inicial y presentaron alta supervivencia. *Wigandia urens* coloniza depósitos recientes de lava, sitios perturbados en ambientes rurales y urbanos, y depósitos de escombros mineros (Cortés-Jiménez et al., 2013). Es probable que estas especies se recluten de forma natural en canteras del trópico seco, y de no ser así su presencia puede fomentarse mediante la siembra de semillas cuando no haya una fuente de propágulos cercana.

El análisis de los rasgos funcionales mostró que, en general, las especies que tienen una densidad de madera relativamente baja (DM 0.43-0.49 mg mm⁻³), tanto en las plantas establecidas por regeneración natural como por plantación, se encuentran entre las que tuvieron un mejor desempeño. Por debajo de ese valor, *C. aesculifolia* tuvo un desempeño relativamente bueno, pero la especie con madera menos densa, *E. fulva*, decreció en altura, aunque tuvo una buena supervivencia. Por arriba de este intervalo solo una de tres especies, *D. viscosa*, registró una buena supervivencia y crecimiento. Es probable que el reclutamiento de las especies con maderas más densas y mayor contenido de materia seca en las hojas aumente en etapas posteriores de la sucesión. Es también posible que alguna especie de la regeneración natural no incluida en este análisis, como *Senna* sp., tenga una madera más densa (Campanharo et al., 2021). El que las especies de regeneración natural ocupan un intervalo reducido del primer componente y solo se encontraran en valores positivos del segundo (con excepción de *D. viscosa*), apoya la hipótesis inicial de que los rasgos funcionales de las especies de regeneración natural tendrían una menor variación que los registrados en las especies plantadas.

Destaca que *Senecio salignus* fue la especie plantada que se agrupó más cercanamente con las de regeneración

natural y es también la que alcanzó una mayor cobertura, por lo que su densidad de madera, aunada a una corteza relativamente gruesa y a un bajo contenido de masa seca en las hojas (rasgos similares a los de las especies reclutadas por regeneración natural), parecen haber contribuido a su desempeño en las condiciones ambientales de la cantera. En ella los filtros abióticos afectan profundamente la composición de la comunidad vegetal durante el proceso de recolonización (Gilardelli et al., 2015; Gentili et al., 2020; Sousa Menezes et al., 2020).

Aunque es necesario continuar estudiando la vegetación de esta cantera para establecer con precisión qué especies tienen un mejor desempeño en distintas etapas, así como documentar el recambio de especies a través de la sucesión, este primer estudio refrenda la importancia de favorecer la regeneración natural durante la rehabilitación, por ser una aproximación menos costosa y altamente efectiva. Para que ésta pueda operar es necesario que existan parches cercanos de bosques en buen estado, lo que pone de manifiesto la necesidad de incluir su conservación al diseñar las áreas de explotación de canteras y otras zonas mineras.

El monitoreo por un periodo de tiempo mayor permitirá establecer las medidas de manejo adecuadas en etapas posteriores. Con ello se hace un aporte importante para diseñar futuros programas de manejo de canteras ubicadas en el bosque tropical seco, así como para conocer el desempeño de un conjunto de especies que pueden usarse en otros sitios con condiciones similares.

Contribución de autores

CB concibió y diseñó el estudio, y redactó el manuscrito. CB, VC y BBA participaron en el trabajo de campo y en el análisis de los datos; VC y BBA elaboraron las figuras. Todos los autores contribuyeron a la revisión y aprobación del manuscrito final.

Financiamiento

Esta investigación se realizó gracias al apoyo del Programa de Apoyo a Proyectos de Investigación e Innovación Tecnológica (PAPIIT), de la Dirección General de Asuntos del Personal Académico (DGAPA), Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM) UNAM-PAPIIT IG200221.





Agradecimientos

Se agradece a Pedro E. Mendoza-Hernández e Israel Solano-Zavaleta que participaron en el trabajo de campo. Agradecemos a Ramiro Cruz Durán por la identificación del material botánico y a la planta de Cementos Moctezuma® por las facilidades para la realización de este estudio.

Literatura citada

- Álvarez-Aquino, C. y G. Williams-Linera. 2012. Seedling survival and growth of tree species: site condition and seasonality in tropical dry forest restoration. *Botanical Sciences* 90(3): 341-351. DOI: <https://doi.org/10.17129/botsci.395>
- Bastida, M. A., M. Á. Rodríguez y R. Catalán. 2008. Plan de Manejo de la Reserva Estatal Sierra Monte Negro. Gobierno del Estado de Morelos y Comisión Estatal del Agua y Medio Ambiente (CEAMA). Morelos, México. 198 pp.
- Brancalion, P., C. Bello, R. L. Chazdon, M. Galetti, P. Jordano, R. A. F. Lima, A. Medina, M. A. Pizo y J. L. Reid. 2018. Maximizing biodiversity conservation and carbon stocking in restored tropical forests. *Conservation Letters* 11(4): e12454. DOI: <https://doi.org/10.1111/conl.12454>
- Cabin, R. J., S. G. Weller, D. H. Lorence, S. Cordell y L. J. Hadway. 2002. Effects of microsite, water, weeding, and direct seeding on the regeneration of native and alien species within a Hawaiian dry forest preserve. *Biological Conservation* 104(2): 181-190. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00163-X](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00163-X)
- Campanharo, I. F., S. V. Martins, P. M. Villa, G. C. Kruschewsky, A. A. Dias y F. H. Nabeta. 2021. Functional composition enhances aboveground biomass stock undergoing active forest restoration on mining tailings in Mariana, Brazil. *Restoration Ecology* 29(5): e13399. DOI: <https://doi.org/10.1111/rec.13399>
- Cano Santana, Z. y J. Meave. 1996. Sucesión primaria en derrames volcánicos: el caso del Xitle. *Revista Ciencias* 41: 58-68.
- Carrillo-García, Á., J. L. León de la Luz, Y. Bashan y G. J. Bethlenfalvay. 1999. Nurse plants, mycorrhizae, and plant establishment in a disturbed area of the Sonoran Desert. *Restoration Ecology* 7(4): 321-335. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.1999.72027.x>
- Castro, J., R. Zamora, J. A. Hódar y J. M. Gómez. 2002. Use of shrubs as nurse plants: a new technique for reforestation in Mediterranean mountains. *Restoration Ecology* 10(2): 297-305. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.2002.01022.x>
- CEMEX. s.f. Clíker: CEMEX produce y comercializa clíker, el ingrediente principal con el que se fabrica el cemento. <https://www.cemex.es/productos-y-soluciones/clinker> (consultado febrero, 2022).
- Chaturvedi, R. K., A. S. Raghubanshi y J. S. Singh. 2011. Plant functional traits with particular reference to tropical deciduous forests: A review. *Journal of Biosciences* 36(5): 963-981. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12038-011-9159-1>
- Chazdon, R. L. 2017. Landscape restoration, natural regeneration, and the forest of the future. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 102(2): 251-257. DOI: <https://doi.org/10.3417/2016035>
- Chazdon, R. L. y M. Uriarte. 2016. Natural regeneration in the context of large-scale forest and landscape restoration in the tropics. *Biotropica* 48(6): 709-715. DOI: <https://doi.org/10.1111/btp.12409>
- Clemente, A. S., C. Werner, C. Mágua, M. S. Cabral, M. A. Martins-Loução y O. Correia. 2004. Restoration of a limestone quarry: effect of soil amendments on the establishment of native Mediterranean sclerophyllous shrubs. *Restoration Ecology* 12(1): 20-28. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1061-2971.2004.00256.x>
- Colwell, R. K. 2013. EstimateS: statistical estimation of species richness and shared species from samples. Ver. 9.1.0 <http://purl.oclc.org/estimates> (consultado febrero, 2022).
- Córdoba-Tapia, F. y L. Zambrano. 2015. La diversidad funcional en la ecología de comunidades. *Ecosistemas* 24(3): 78-87. DOI: <https://doi.org/10.7818/ECOS.2015.24-3.10>
- Cortés-Jiménez, E. V., V. Mugica-Álvarez, M. C. A. González-Chávez, R. Carrillo-González, M. Martínez Gordillo y M. Vaca Mier. 2013. Natural revegetation of alkaline tailing heaps at Taxco, Guerrero, Mexico. *International Journal of Phytoremediation* 15(2): 127-141. DOI: <https://doi.org/10.1080/15226514.2012.683208>
- Crouzeilles, R., M. S. Ferreira, R. L. Chazdon, D. B. Lindenmayer, J. B. B. Sansevero, L. Monteiro, A. Iribarrem, A. E. Latawiec y B. B. N. Strassburg. 2017. Ecological restoration success is higher for natural regeneration than for active restoration in tropical forest. *Science Advances* 3(11): e1701345. DOI: <https://doi.org/10.1126/sciadv.1701345>





- Das, M., S. Dey y A. Mukherjee. 2013. Floral succession in the open cast mining sites of Ramnagore colliery, Burdwan District, West Bengal. *Indian Journal of Science Research* 4(1): 125-130.
- De la Garza Garza, O. J. y J. C. Arteaga García. 2011. Análisis de la competencia en la industria cementera en México. *EconoQuantum* 8(1): 73-89.
- De la Peña-Domene, M., C. Martínez-Garza y H. F. Howe. 2013. Early recruitment dynamics in tropical restoration. *Ecological Applications* 23(5): 1124-1134. DOI: <https://doi.org/10.1890/12-1728.1>
- Dorado Ramírez, O. R. 2001. Sierra de Huautla-Cerro Frío, Morelos: Proyecto de reserva de la biosfera. Universidad Autónoma del Estado de Morelos, Centro de Investigación en Biodiversidad y Conservación. Informe final Sistema Nacional de Información sobre Biodiversidad (SNIB)-Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) proyecto No. Q025. México, D.F., México. 34 pp.
- Encino-Ruiz, L., R. Lindig-Cisneros, M. Gómez-Romero y A. Blanco-García. 2013. Desempeño de tres especies arbóreas del bosque tropical caducifolio en un ensayo de restauración ecológica. *Botanical Sciences* 91(1): 107-114. DOI: <https://doi.org/10.17129/botsci.406>
- Espinoza-López, C. A. 2005. Inventario de análisis de ciclo de vida para el cemento en México. Tesis maestría en Ciencias en Desarrollo Sostenible. Tecnológico de Monterrey. Atizapán de Zaragoza, México. 69 pp.
- Fragoso, C. y P. Rojas Fernández (eds). 2012. Monitoreo ecológico de una cantera rehabilitada por cementos Holcim Apasco en Veracruz. Instituto de Ecología, A.C. (INECOL) y Holcim Apasco. Xalapa, México. 256 pp.
- Frouz, J., P. Dvorčík, A. Vávrová, O. Doušová, Š. Kadochová y L. Matejícek. 2015. Development of canopy cover and woody vegetation biomass on reclaimed and unreclaimed post-mining sites. *Ecological Engineering* 84: 233-239. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.09.027>
- Gann, G. D., T. McDonald, B. Walder, J. Aronson, C. R. Nelson, J. Jonson, J. G. Hallett, C. Eisenberg, M. R. Guariguata, J. Liu, F. Hua, C. Echeverría, E. Gonzales, N. Shaw, K. Decleer y K. W. Dixon. 2019. Principios y estándares internacionales para la práctica de la restauración ecológica. 2a ed. Society for Ecological Restoration (SER). Washington, D.C., EUA. [www.ser.org/resource/resmgr/Spanish_SER_International_St.pdf](http://ser.org/resource/resmgr/Spanish_SER_International_St.pdf) (consultado julio, 2021).
- Gentili, R., E. Casati, A. Ferrario, A. Monti, C. Montagnani, S. Caronni y S. Citterio. 2020. Vegetation cover and biodiversity levels are driven by backfilling material in quarry restoration. *Catena* 195: 104839. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104839>
- Gilardelli, F., S. Sgorbati, S. Armiraglio, S. Citterio y R. Gentili. 2015. Ecological filtering and plant traits variation across quarry geomorphological surfaces: implication for restoration. *Environmental Management* 55(5): 1147-1159. DOI: <http://doi.org/10.1007/s00267-015-0450-z>
- Gómez-Aparicio, L., R. Zamora, J. M. Gómez, J. A. Hódar, J. Castro y E. Baraza. 2004. Applying plant facilitation to forest restoration: a meta-analysis of the use of shrubs as nurse plants. *Ecological Applications* 14(4): 1128-1138. DOI: <https://doi.org/10.1890/03-5084>
- Gómez-Aparicio, L., R. Zamora, J. Castro y J. A. Hódar. 2008. Facilitation of tree saplings by nurse plants: Microhabitat amelioration or protection against herbivores? *Journal of Vegetation Science* 19(2): 161-172. DOI: <https://doi.org/10.3170/2008-8-18347>
- González-Chévez, L. y E. Flores-Díaz. 2020. Diagnóstico participativo comunitario Tepetzingo, Morelos. Universidad Autónoma del Estado de Morelos-Centro de Investigación en Ciencias Sociales y Estudios Regionales. Morelos, México. 20 pp.
- Hammer, Ø., D. A. T. Harper y P. D. Ryan. 2020. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis, Ver. 4. <http://folk.uio.no/ohammer/past/> (consultado noviembre, 2020).
- INEGI. 2021. Encuesta anual de la industria manufacturera. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. <https://www.inegi.org.mx/app/busador/default.htm?Iq=Encuesta+anual+de+la+industria+manufacturera> (consultada febrero, 2022).
- Jansen, D. H. 2008. Restauración del bosque seco tropical: Área de Conservación Guanacaste (ACG), noroeste de Costa Rica. In: González-Espinoza, M., J. M. Rey-Benayas y N. Ramírez-Marcial (eds.). Restauración de bosques en América Latina. Fundación Internacional para la Restauración de Ecosistemas (FIRE) y Editorial Mundi-Prensa. México, D.F., México. pp. 181-210.





- Jorba, M. y V. R. Vallejo (coord.). 2010. Manual para la restauración de canteras de roca caliza en clima mediterráneo. Generalitat de Catalunya. Barcelona, España. 107 pp.
- Jost, L. 2006. Entropy and diversity. *Oikos* 113(2): 363-375. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.14714.x>
- Jost, L. y J. González-Oreja. 2012. Midiendo la diversidad biológica: más allá del índice de Shannon. *Acta Zoológica Lilloana* 56(1-2): 3-14.
- Khurana, E. y J. S. Singh. 2001. Ecology of seed and seedling growth for conservation and restoration of tropical dry forest: a review. *Environmental Conservation* 28(1): 39-52. DOI: <http://dx.doi.org/10.1017/S0376892901000042>
- Lane, M., M. E. Hanley, P. Lunt, M. E. Knight, C. B. Braungardt y J. S. Ellis. 2020. Chronosequence of former kaolinite open cast mines suggests active intervention is required for the restoration of Atlantic heathland. *Restoration Ecology* 28(3): 661-667. DOI: <https://doi.org/10.1111/rec.12983>
- Lebrija-Trejos, E., J. A. Meave, L. Poorter, E. A. Pérez-García y F. Bongers. 2010. Pathways, mechanisms and predictability of vegetation change during tropical dry forest succession. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 12(4): 267-275. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2010.09.002>
- Lindig-Cisneros, R., S. Galindo-Vallejo y S. Lara-Cabrera. 2006. Vegetation of tephra deposits 50 years after the end of the eruption of the Paricutín Volcano, Mexico. *The Southwestern Naturalist* 51(4): 455-461. DOI: [https://doi.org/10.1894/0038-4909\(2006\)51\[455:VOTDY\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1894/0038-4909(2006)51[455:VOTDY]2.0.CO;2)
- Lohbeck, M., E. Lebrija-Trejos, M. Martínez-Ramos, J. A. Meave, L. Poorter y F. Bongers. 2015. Functional trait strategies of trees in dry and wet tropical forests are similar but differ in their consequences for succession. *PloS one* 10(4): e0123741. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0123741>
- Márquez-Torres, J. F. y C. Martínez-Garza. 2022. Supervivencia de 12 especies de árboles nativos en plantaciones de restauración en la selva estacionalmente seca. *Botanical Sciences* 100(2): 314-330. DOI: <https://doi.org/10.17129/botscl.2878>
- Marroquín-Castillo, J. J., E. Alanís-Rodríguez, J. Jiménez-Pérez, O. A. Aguirre-Calderón, J. M. Mata-Balderas, E. A. Rubio-Camacho y A. C. Chávez-Costa. 2017. Efecto de la restauración post-minería de la comunidad vegetal de matorral xerófilo, en Nuevo León, México. *Acta Botanica Mexicana* 120: 7-20. DOI: <https://doi.org/10.21829/abm120.2017.1262>
- Meave, J. A., C. Flores-Rodríguez, E. A. Pérez-García y M. A. Romero-Romero. 2012. Edaphic and seasonal heterogeneity of seed banks in agricultural fields of a tropical dry forest region in southern Mexico. *Botanical Sciences* 90(3): 313-329. DOI: <https://doi.org/10.17129/botscl.393>
- Mexia, T., C. Antunes, A. Nunes, A. Mira, A. I. Correia, A. Serrano y O. Correia. 2020. Beyond the green: assessing quarry restoration success through plant and beetle communities. *Restoration Ecology* 28(4): 971-978. DOI: <https://doi.org/10.1111/rec.13122>
- Ming-Easlon, H. y A. Bloom. 2014. Easy Leaf Area: Automated digital image analysis for rapid and accurate measurement of leaf area. *Applications in Plant Sciences* 2(7): 1400033. DOI: <https://doi.org/10.3732/apps.1400033>
- Miranda, F. y E. Hernández X. 1963. Los tipos de vegetación de México y su clasificación. *Botanical Sciences* 28: 29-179. DOI: <https://doi.org/10.17129/botscl.1084>
- Monteiro, J., M. Brilhante, I. Domingues, R. Amaro, D. Gonçalves, T. Cavaco, G. Fonseca, H. C. Serrano y C. Branquinho. 2020. A tale of two green walls: a functional trait approach to assess vegetation establishment on restored steep slopes. *Restoration Ecology* 28(3): 687-696. DOI: <https://doi.org/10.1111/rec.13055>
- Moreno, C. E., F. Barragán, E. Pineda y N. P. Pavón. 2011. Reanálisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 82(4): 1249-1261.
- Pérez-Harguindeguy, N., S. Díaz, E. Garnier, S. Lavorel, H. Poorter, P. Jaureguiberry, M. S. Bret-Harte, W. K. Cornwell, J. M. Craine, D. E. Gurvich, C. Urcelay, E. J. Veneklaas, P. B. Reich, L. Poorter, I. J. Wright, P. Ray, L. Enrico, J. G. Pausas, A. C. de Vos, N. Buchmann, G. Funes, F. Quétier, J. G. Hodgson, K. Thompson, H. D. Morgan, H. ter Steege, M. G. A. van der Heijden, L. Sack, B. Blonder, P. Poschlod, M. V. Vaieretti, G. Conti, A. C. Staver, S. Aquino y J. H. C. Cornelissen. 2013. New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany* 61(3): 167-234. DOI: <http://dx.doi.org/10.1071/BT12225>
- Prach, K. y R. J. Hobbs. 2008. Spontaneous succession versus technical reclamation in the restoration of disturbed sites. *Restoration Ecology* 16(3): 363-366. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2008.00412.x>





- R Core Team. 2019. R: A language and environment for statistical computing (Computer software). Vienna, Austria. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/> (consultado noviembre, 2020).
- Rosell, J. A., S. Gleason, R. Méndez-Alonso, Y. Chang y M. Westoby. 2014. Bark functional ecology: evidence for tradeoffs, functional coordination, and environment producing bark diversity. *New Phytologist* 201(2): 486-497. DOI: <https://doi.org/10.1111/nph.12541>
- Rzedowski, J. 1978. Vegetación de México. Editorial Limusa, S.A. México, D.F., México. 432 pp.
- Salgado-Negret, B. y H. Paz. 2016. Escalando de los rasgos funcionales a procesos poblacionales, comunitarios y ecosistémicos. In: Salgado-Negret, B. (ed.). La Ecología funcional como aproximación al estudio, manejo y conservación de la biodiversidad: protocolos y aplicaciones. Instituto de Investigación de Recurso Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, Colombia. pp. 13-35.
- Salgueiro, P. A., K. Prach, C. Branquinho y A. Mira. 2020. Enhancing biodiversity and ecosystem services in quarry restoration – challenges, strategies, and practice. *Restoration Ecology* 28(3): 655-660. DOI: <https://doi.org/10.1111/rec.13160>
- Šebelíková, L., K. Řehounková y K. Prach. 2020. Vegetation development of forestry reclaimed sand and sand-gravel pits: is it on a way towards more natural species composition? *Restoration Ecology* 28(4): 979-987. DOI: <https://doi.org/10.1111/rec.13085>
- SEMARNAT. 2010. NORMA Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010. Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. Diario Oficial de la Federación. Cd. Mx., México. http://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5173091&fecha=30/12/2010 (consultado noviembre, 2020).
- Soler, P. E., J. L. Berroterán, J. L. Gil y R. A. Acosta. 2012. Índice valor de importancia, diversidad y similaridad florística de especies leñosas en tres ecosistemas de los llanos centrales de Venezuela. *Agronomía Tropical* 62(1-4): 25-37.
- Solís Oberg, S., Y. Martínez-Orea y S. Castillo Argüero. 2016. Los paradigmas de las malezas. *Revista Ciencias* 120-121: 90-97.
- Sort, X. y J. Alcañiz. 1996. Contribution of sewage sludge to erosion control in the rehabilitation of limestone quarries. *Land Degradation & Development* 7(1): 69-76. DOI: [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-145X\(199603\)7:1<69::AID-LDR217>3.0.CO;2-2](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-145X(199603)7:1<69::AID-LDR217>3.0.CO;2-2)
- Sousa Menezes, B., F. R. Martins, E. C. Dantas Carvalho, B. Cruz Souza, A. Pereira Silveira, M. I. Bezerra Loiola y F. Soares Araújo. 2020. Assembly rules in a resource gradient: competition and abiotic filtering determine the structuring of plant communities in stressful environments. *PloS one* 15(3): e0230097. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0230097>
- Statsoft. 2002. STATISTICA (Data Analysis Software System), Version 7. Tulsa, Oklahoma, USA.
- Subedi, S. C., M. S. Ross, J. P. Sah, J. Redwine y C. Baraloto. 2019. Trait-based community assembly pattern along a forest succession gradient in a seasonally dry tropical forest. *Ecosphere* 10(4): e02719. DOI: <https://doi.org/10.1002/ecs2.2719>
- Tropek, R., T. Kadlec, P. Karesova, L. Spitzer, P. Kocarek, I. Malenovsky, P. Banar, I. H. Tuf, M. Hejda y M. Konvicka. 2010. Spontaneous succession in limestone quarries as an effective restoration tool for endangered arthropods and plants. *Journal of Applied Ecology* 47(1): 139-147. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01746.x>
- Vásquez, B. y S. Corrales. 2017. Industria del cemento en México: análisis de sus determinantes. *Revista Problemas del Desarrollo* 188(48): 113-138.
- Vieira, D. L. y A. Scariot. 2006. Principles of natural regeneration of tropical dry forests for restoration. *Restoration Ecology* 14(1): 11-20. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2006.00100.x>
- Violle, C., M.-L. Navas, D. Vile, E. Kazakou, C. Fortunel, I. Hummel y E. Garnier. 2007. Let the concept of trait be functional! *Oikos* 116(5): 882-892. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2007.15559.x>
- Wang, H., B. Zhang, X. Bai y L. Shi. 2018. A novel environmental restoration method for an abandoned limestone quarry with a deep open pit and steep palisades: a case study. *Royal Society open science* 5(5): 180365. DOI: <http://dx.doi.org/10.1098/rsos.180365>
- Westoby, M. e I. J. Wright. 2006. Land-plant ecology on the basis of functional traits. *Trends in Ecology & Evolution* 21(5): 261-268. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.02.004>





Apéndice 1: Especies establecidas en plantaciones en una cantera en rehabilitación en el municipio Emiliano Zapata, Morelos, México. *=especies que no se encontraban presentes en el censo inicial realizado en 2019.

Familia	Especie	Nombre común
Angiospermae		
Monocotyledoneae		
Poaceae	<i>Otatea acuminata</i> (Munro) C.E. Calderón & Soderstr.*	bambú mexicano, otate
Eudicotyledoneae		
Anacardiaceae	<i>Spondias mombin</i> L.	ciruelo
Asteraceae	<i>Senecio salignus</i> DC.	jarilla
Burseraceae	<i>Bursera copallifera</i> (Sessé & Moc.) Bullock	copal
Convolvulaceae	<i>Ipomoea arborescens</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.) G. Don*	cazahuate
Euphorbiaceae	<i>Cnidoscolus chayamansa</i> McVaugh <i>Euphorbia fulva</i> Stapf	chaya pegahueso
Fabaceae	<i>Enterolobium cyclocarpum</i> (Jacq.) Griseb. <i>Erythrina americana</i> Mill. <i>Eysenhardtia polystachya</i> (Ortega) Sarg. <i>Gliricidia sepium</i> (Jacq.) Kunth <i>Lysiloma acapulcense</i> (Kunth) Benth. <i>Lysiloma divaricatum</i> (Jacq.) J.F. Macbr. <i>Mimosa polyantha</i> Benth.*	parota colorín cuate cacahuano, mata rata tepehuaje tepemezquite uña de gato
	<i>Pithecellobium dulce</i> (Roxb.) Benth. <i>Pseudosamanea guachapele</i> (Kunth) Harms*	guamuchil dormilón
Malvaceae	<i>Ceiba aesculifolia</i> Britten & Baker f.	pochote
Moraceae	<i>Ficus insipida</i> Willd.	amate blanco
Sapindaceae	<i>Dodonaea viscosa</i> Jacq.	chapulixtle
Sapotaceae	<i>Sideroxylon capiri</i> Pittier	capire





Apéndice 2: Especies establecidas naturalmente en una cantera en rehabilitación en el municipio Emiliano Zapata, Morelos, México. *= especies no incluidas en el análisis debido al bajo número de individuos presentes en 2019.

Familia	Especie	Nombre común
Angiospermae		
Monocotyledoneae		
Poaceae	<i>Lasiacis ruscifolia</i> Hitchc. & Chase*	
Eudicotyledoneae		
Apocynaceae	<i>Mandevilla</i> sp.*	
Asteraceae	<i>Eupatorium</i> sp.	
	<i>Pittocaulon praecox</i> (Cav.) H. Rob. & Brettell	palo loco
	<i>Pluchea carolinensis</i> (Jacq.) G. Don	Santa María
	<i>Verbesina oncophora</i> B.L. Rob. & Seaton*	memelilla
	<i>Viguiera</i> sp.	
Boraginaceae	<i>Wigandia urens</i> (Ruiz & Pav.) Kunth	ortiga de tierra caliente
Convolvulaceae	<i>Ipomoea</i> sp.	
	<i>Ipomoea arborescens</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.) G. Don*	cazahuate
Euphorbiaceae	<i>Croton ciliatoglandulifer</i> Ortega	canelilla, gusano, mata
	<i>Euphorbia fulva</i> Stapf*	pegahueso
	<i>Ricinus communis</i> L.*	ricino, higuerilla
Fabaceae	<i>Acacia</i> sp.*	
	<i>Caesalpinia</i> sp.*	
	<i>Dalea leptostachya</i> DC.	
	<i>Dalea</i> sp.*	
	<i>Desmanthus virgatus</i> (L.) Willd. guajillo	
	<i>Erythrina coraloides</i> Moc. & Sessé ex DC.	colorín, machete
	<i>Indigofera platycarpa</i> Rose	
	<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit	guaje, huaxím
	<i>Lonchocarpus</i> sp.*	
	<i>Mimosa polyantha</i> Benth.	uña de gato
	<i>Senna occidentalis</i> (L.) Link*	cafecillo
	<i>Senna</i> sp.	
Sapindaceae	<i>Dodonaea viscosa</i> Jacq.	chapulixtle
Solanaceae	<i>Nicotiana</i> sp.*	
	<i>Solanum</i> sp.	
Verbenaceae	<i>Lantana</i> sp.*	
	<i>Lippia</i> sp.*	

