



**Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo**  
**Instituto de Investigaciones Agropecuarias y Forestales**

Doctorado Institucional en Ciencias Biológicas

Opción: Ciencias Agropecuarias y Forestales

**“Caracterización de la vegetación y ensayo de especies forestales en  
residuos mineros (jales) de Tlalpujahuá, Michoacán”**

**TESIS**

Que para obtener el Título de:  
Doctor en Ciencias Biológicas

PRESENTA:

**Verónica Osuna Vallejo**

Director de Tesis: Dr. Cuauhtémoc Sáenz Romero

Co director: Dr. Roberto A. Lindig Cisneros



Morelia, Michoacán, Febrero 2018

Earth, ocean, air, beloved brotherhood!  
If our great mother has imbued my soul  
With aught of natural piety to feel  
Your love, and recompense the boon with mine  
Percy Bysshe Shelley



---

## **AGRADECIMIENTOS**

A CONACYT por la beca otorgada para la realización de mis estudios doctorales.

A mis asesores Dr. Cuauhtémoc Sáenz Romero y Dr. Roberto Lindig Cisneros, porque a lo largo de este camino que emprendimos me formaron para ser mejor investigadora y persona (para no tener un lenguaje soez) gracias.

A los integrantes de la comisión revisora Dr. Nahúm Sánchez Vargas, Dr. José Cruz de León, Dr. José Arnulfo Blanco García, Dr. Erick de la Barrera Montpellier, y Dr. Héctor Javier Anselmo Villegas Moreno; por sus aportes, revisión y corrección del manuscrito. Gracias por mi formación académica.

Gracias a mis compañeros de laboratorio, Dante, Marina, Marisol, Ana Laura, Mariela, Alida, Emili, Ericka, gracias por las charlas, la ayuda y el sentirme acompañada para que el tiempo volara en los experimentos. A Ilse Barrera por diseño de portada y a Marcela Alvizouri por el arte. A las personas que directa e indirectamente me ayudaron en campo a montar el experimento, Diego, la señora Elena, Don Blas Hernández Chaparro (Don Toño), Señora Carmen y al Museo minero “Dos Estrellas” por la disponibilidad de sus instalaciones y servicios y las personas tan agradables que laboran en él.

A mis amigos Susana, Cesar, Jacobo, Paola y Yuri, porque me ayudaron a superar las crisis de este proceso. A Christian por ayudarme a dar el último paso.

Al Dr. Pedro Corona, la expresión de mi agradecimiento nunca será suficiente ya que fuiste pieza clave para este proceso de vida... gracias infinitas.

A la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo por darme un hogar académico por 10 años por saciar mi sed de conocimiento.

A mis padres porque sé que todos mis logros han sido gracias al esfuerzo de su crianza, les debo todo lo que soy y todo lo que tengo. Sé que a veces es difícil pero ustedes han sabido darme siempre el apoyo. Este logro es también suyo.

A mi Liam porque eres el niño mejor portado, entiendes los tiempos de mamá y soportas estoicamente los sacrificios de mi tiempo para contigo y aun así logras amarme con la mitad de amor que yo tengo para ti. Esto es gracias a ti.

---

---

## Índice

**Resumen .....1**

**Introducción.....5**

**Objetivos.....8**

### **Capítulos (artículos)**

I.-Vegetation trajectories in relationship with soil characteristics in a mine tailing and a remnant forest in Tlalpujahua, Michoacán, Mexico.....10

II.-Species and provenance trial conducted for selection of conifers to be used in the restoration of mine dumps.....27

III.-Ensayo de especies y procedencias en residuos mineros en Tlalpujahua, Michoacán.....34

**Discusión..... 54**

**Conclusión.....60**

**Bibliografía.....62**

## Resumen

El objetivo principal de la restauración ecológica en zonas mineras con especies arbóreas es el establecimiento a largo plazo de un ecosistema sustentable. Este estudio se inició con la evaluación de la vegetación en uno de los sitios de residuos mineros (aproximadamente 60 años de abandono) en Tlalpujahua, Michoacán, con el fin de conocer el estado actual del proceso de sucesión vegetal. Los resultados indican que la densidad arbórea y el área basal total fueron menores en el sitio de los residuos mineros (jal) y que una especie de conífera, *Juniperus deppeana*, fue dominante; en contraste, *Quercus rugosa* lo fue en el bosque adyacente. Los índices de diversidad (Shannon, Simpson, Margalef y Fisher) mostraron una comunidad menos diversa en el sitio de los residuos de la mina. El suelo de la mina mostró altas concentraciones de sulfatos, hierro, calcio, sodio y manganeso y fue pobre en nutrientes como fósforo, magnesio y potasio.

En la búsqueda de alternativas de manejo para lograr la aceleración de la revegetación, se realizó una prueba de mesocosmos para seleccionar especies de coníferas a utilizarse en la restauración ambiental de los residuos mineros (jales). Se probaron cinco especies de coníferas: *Pinus leiophylla*, *P. pseudostrobus*, *P. devoniana* (cada una de éstas representadas por más de una), y *P. martinezii* y *Juniperus deppeana* (cada una con una sola procedencia); todas creciendo en dos tratamientos de sustrato: una mezcla que imitaba un sustrato forestal, y sustrato extraído del jal “Los Cedros” en Tlalpujahua, Michoacán. Se detectaron diferencias significativas entre especies y entre sustratos ( $P < 0.003$ ), pero no se detectó ninguna entre las procedencias ( $P = 0.3215$ ). El crecimiento de individuos de todas las especies en el sustrato de control (proxy de suelo forestal) fue tres veces mayor que en el sustrato de jal. Comparando entre las especies, *P. leiophylla* creció más; y aunque *P. pseudostrobus* fue el segundo en crecimiento en el sustrato de control, estaba en el penúltimo lugar en crecimiento

---

en el sustrato de jal. *J. deppeana* mostró el peor rendimiento de crecimiento en el sustrato control, pero fue el tercero en el sustrato de jal y tuvo la menor diferencia en el crecimiento entre ambos sustratos; es decir, si bien su tasa de crecimiento fue lento, fue el menos afectado por el sustrato de jal. Con base en el experimento de mesocosmos, las especies idóneas para revegetar el área de residuos mineros es *J. deppeana* seguida de *P. martinezii*.

A la par del experimento de mesocosmos, se llevó a cabo durante dos años un ensayo de especies y procedencias de las mismas especies en un sitio de campo (utilizando planta producida en vivero durante 18 meses), en el mismo sitio de donde se extrajo el residuo minero para el experimento de mesocosmos (el jal denominado “Los Cedros” en Tlalpujahu Michoacán). Con base en los resultados del ensayo de campo, se recomienda restaurar los jales con *P. pseudostrobus*, *P. devoniana* y *J. deppeana*. Las dos primeras por presentar los mejores crecimientos en altura dos años después de la plantación en campo y la tercera por ser la menos afectada por el efecto del jal como sustrato (supervivencia del 96 %; esto confirma los resultados del experimento de mesocosmos). *P. devoniana* demostró un buen desempeño aún cuando las procedencias utilizadas implicaron un desplazamiento altitudinal hacia arriba de 500 m de diferencia altitudinal (entre el sitio de origen y el sitio de plantación), lo que demuestra la viabilidad de realizar migración asistida para compensar los efectos del cambio climático.

**Palabras clave:** Restauración, Jales, Tlalpujahu, *Pinus* sp y *Juniperus*.

---

## Abstract

The main objective of ecological restoration in mining areas with arboreal species is the long-term establishment of a sustainable ecosystem. This study began with the evaluation of the vegetation in one of the mining waste sites (approximately 60 years of abandonment) in Tlalpujahua, Michoacán, in order to know the current state of the process of plant succession. The results indicate that tree density and total basal area were lower at the mining waste site (jal) and that a conifer species, *Juniperus deppeana*, was dominant; in contrast, *Quercus rugosa* was in the adjacent forest. Diversity indices (Shannon, Simpson, Margalef and Fisher) showed a less diverse community at the site of mine waste. The soil of the mine showed high concentrations of sulfates, iron, calcium, sodium and manganese and was poor in nutrients such as phosphorus, magnesium and potassium.

In the search for management alternatives to achieve the acceleration of revegetation, a mesocosm test was conducted to select conifer species to be used in the environmental restoration of mining waste (tailings). Five species of conifers were tested: *Pinus leiophylla*, *P. pseudostrobus*, *P. devoniana* (each of them represented by more than one), and *P. martinezii* and *Juniperus deppeana* (each with only one provenance); all growing in two substrate treatments: a mixture that imitated a forest substrate, and substrate extracted from the "Los Cedros" jal in Tlalpujahua, Michoacán. Significant differences were detected between species and between substrates ( $P < 0.003$ ), but none were detected among the provenances ( $P = 0.3215$ ). The growth of individuals of all species in the control substrate (proxy of forest soil) was three times higher than in the jal substrate. Comparing species, *P. leiophylla* grew more; and although *P. pseudostrobus* was the second growing in the control substrate, it was in the penultimate place in growth in the jal substrate. *J. deppeana* showed

---

the worst growth performance in the control substrate, but it was the third in the jal substrate and had the smallest difference in growth between both substrates; that is, although its growth rate was slow, it was the least affected by the jal substrate. Based on the mesocosm experiment, the suitable species to revegetate the mining waste area is *J. deppeana* followed by *P. martinezii*.

Along with the mesocosm experiment, a trial of species and provenances of the same species was carried out for two years in a field site (using a plant produced in the nursery for 18 months), in the same place from which the extract was extracted. mining residue for the mesocosm experiment (the jal called "Los Cedros" in Tlalpujahu Michoacán). Based on the results of the field trial, it is recommended to restore the tailings with *P. pseudostrobus*, *P. devoniana* and *J. deppeana*. The first two to present the best growths in height two years after planting in the field and the third to be the least affected by the effect of jal as a substrate (96% survival, this confirms the results of the mesocosm experiment). *P. devoniana* showed a good performance even when the provenances involved an altitudinal displacement upwards of 500 m of altitudinal difference (between the site of origin and the plantation site), which demonstrates the feasibility of performing assisted migration to compensate the effects of climate change.

**Key Words:** Restauration, Mining waste, Tlalpujahu, *Pinus* sp and *Juniperus*.

---

## Introducción

La generación de los residuos mineros metalíferos y sucesivamente abandonados, en mayor o menor medida son una fuente de contaminación ambiental severa y tienen un impacto a diferentes niveles ecosistémicos (Bradshaw, 1997). Los residuos mineros generan condiciones muy variables de impacto, los cuales determinan cambios en la composición edáfica y su relación con la flora natural, ya que los residuos imponen severas limitantes para que las plantas se desarrollen (Asensio *et al.*, 2014). Por lo tanto, los procesos sucesionales en estas zonas podrían tardar cientos o miles de años dependiendo del grado de devastación (Bradshaw, 2000; Bradshaw, 1984; MacDonald *et al.*, 2015). Por ello, es necesaria una mejor comprensión de las limitaciones ecológicas que presentan los sitios con residuos mineros, incluyendo la variación entre poblaciones de las especies dominantes, con el fin de obtener una restauración exitosa a largo plazo de ecosistemas sustentables en sitios post-mineros, acelerando procesos sucesionales que dependen de la adaptación de la vegetación de suelos y las variabilidades climáticas (Pietsch, 1996; Allen *et al.*, 2010; Pietrzykowski, 2014;). Para esto, es un requisito indispensable cuantificar los factores que limitan el éxito del establecimiento de especies vegetales, y por tanto limitan la sucesión natural (Blanco-García y Lindig-Cisneros, 2005; López, 2012;).

La revegetación natural o artificial se reconoce como una forma ambientalmente sostenible de estabilización de sustratos derivados de diversas actividades, como la minería y de recuperación de suelos (Conesa & Faz, 2011; Conesa *et al.*, 2007; Patova *et al.*, 2016). Sin embargo, como ya se mencionó, muchas características de los residuos mineros pueden limitar el establecimiento y desarrollo de la vegetación, sobre todo los efectos ecotoxicológicos de metales, el estado nutricional pobre del sustrato y características físicas

---

limitantes para el desarrollo de la vegetación (Pietsch, 1996; Asensio *et al.*, 2014; Banásová *et al.*, 2006; Martínez-Trinidad *et al.*, 2013). Siendo este el factor más importante según Alloway (2012) “que determina si las toxicidades o deficiencias de los elementos que ocurrirán en las plantas en un suelo particular es la concentración del elemento disponible para la planta en este suelo, así como la capacidad adsorbente del suelo y los factores fisicoquímicos, como el pH y el potencial Redox, que controlan el equilibrio entre las fracciones adsorbidas y las soluciones en el suelo de metales pesados y metaloides”.

En condiciones de pérdida extrema de suelo (Gómez-Romero *et al.*, 2013) se requieren programas de restauración ecológica para optimizar el establecimiento de cobertura vegetal y protección de suelos (Conesa & Faz, 2011; Tong *et al.*, 2016; Vlachodimos *et al.*, 2013; Gómez-Romero *et al.*, 2012). Un primer paso es seleccionar especies que puedan tolerar las condiciones de sitios degradados mediante ensayos de especies (Sáenz-Romero *et al.*, 2004).

En México, un país montañoso con muchas especies forestales, es de gran importancia lograr un buen acoplamiento entre genotipos y ambientes. Si no, se corre el riesgo de que en reforestaciones se tenga una elevada mortalidad, por no estar adaptadas al sitio (Sáenz-Romero *et al.*, 2004; Allen *et al.*, 2010; Astudillo-Sánchez *et al.*, 2017; Ortiz-Bibian *et al.* 2017, Castellanos-Acuña *et al.* 2017). Considerar la variación entre poblaciones dentro de especies es también relevante, ya que las poblaciones de especies de coníferas que crecen a lo largo de gradientes altitudinales, en muchos casos se diferencian genéticamente y adaptan a las características ambientales de los sitios en donde crecen (Castellanos-Acuña *et al.*, 2015). El acoplamiento genotipo-ambiente es ahora más complicado de lograr, ya que es necesario considerar el cambio climático. Los individuos están condicionados

---

genéticamente a crecer y reproducirse de una manera en que puedan sobrevivir a las condiciones climáticas del sitio en donde crecen las poblaciones naturales (Sáenz-Romero, 2011). Por tanto, es necesario plantar genotipos adaptados al clima que ocurrirá en el futuro en un sitio determinado (Sáenz-Romero *et al*, 2016).

En suma, la caracterización de la vegetación que se ha logrado establecer en sitios degradados por actividades mineras, considerando el reacoplamiento de poblaciones a los ambientes futuros, y el análisis del comportamiento de especies nativas en sitios abandonados, puede proporcionar conocimiento sobre la dinámica de la vegetación para asegurar el éxito de proyectos de reforestación y de restauración ambiental en sitios degradados por la minería que representan un riesgo ambiental.

En el presente trabajo, en el capítulo uno se describe el proceso de revegetación en un jal abandonado hace 60 años para comprender su estructura y composición dentro de un sitio perturbado por actividad minera. En el capítulo dos se seleccionaron especies para enriquecer la vegetación de un sustrato de jal, en un ensayo de especies en mesocosmos (*Pinus devoniana*, *P. leiophylla*, *P. psedostrobis*, *P. martinezii* y *Juniperus deppeana*). En el capítulo tres se seleccionaron especies y procedencias con el mismo objetivo del capítulo dos, pero en un experimento en campo.

---

## **Hipótesis**

La composición, estructura y dinámica ecológica vegetal se ve afectada negativamente por las actividades mineras.

## **Objetivo general**

Evaluar la relación residuo minero-suelo-planta así como los resultados del proceso de sucesión natural para elegir especies, a través de ensayos de especies forestales, considerando las consecuencias esperadas del cambio climático en el Distrito Minero Talpujahuá, Michoacán.

## **Objetivos específicos:**

- 1) Caracterizar el proceso de revegetación para comprender su estructura y composición dentro de un sitio degradado.
- 2) Comprender la evolución del sustrato como un proceso paralelo y/o en interacción con la sucesión vegetal.
- 3) Seleccionar especies para enriquecer la vegetación, considerando el cambio climático, para así diversificar las posibles estrategias de restauración para suelos degradados.

---

## Capítulo I



## **I. Vegetation trajectories in relationship with soil characteristics in a mine tailing and a remnant forest in Tlalpujahuá, Michoacán, Mexico.**

Verónica Osuna-Vallejo<sup>1a</sup>, Roberto A. Lindig-Cisneros<sup>2</sup>, Cuauhtémoc Sáenz-Romero<sup>1b</sup>, and, Arnulfo Blanco-García<sup>3\*</sup>

1. Instituto de Investigaciones Agropecuarias y Forestales (IIAF), Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo (UMSNH), Av. San Juanito Itzicuaró s/n, Col. Nueva Esperanza, Morelia, Michoacán 58337, México. email: a) [rony29vall@gmail.com](mailto:rony29vall@gmail.com) b) [csaenzromero@gmail.com](mailto:csaenzromero@gmail.com)

2. Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad (IIES), Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), Campus Morelia. Antigua Carretera a Pátzcuaro No.8701, Col. Ex Hacienda de San José de la Huerta, Morelia, Michoacán 58190, México. Email: [rlindig@iies.unam.mx](mailto:rlindig@iies.unam.mx)

3. Facultad de Biología, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo (UMSNH), edificio “R”, Ciudad Universitaria Gral. Francisco J. Múgica S/N A-1, Felicitas de Río, 58030 Morelia, Michoacán. Celular 44 31 55 03 58, office. 3 16 74 12 email: [arnulfo blanco@yahoo.com.mx](mailto:arnulfo blanco@yahoo.com.mx)

\* Corresponding author

**Keywords** Tlalpujahuá, mine, vegetation, plants

### **Abstract**

Mining activities are widespread in the world and have highly negative consequences on ecosystems. In this study we surveyed the vegetation in one of the oldest mine tailings in order to know the current status of the plant recovery process. The vegetation was studied by Gentry transects (9 in a mine tailing and 9 in a forest adjacent) to obtain metrics of diversity (richness, dominance and diversity) and vegetation structure. Physical and chemical soil analyses were done in both sites. Tree density and total basal area were lower in mine tailing site (600 vs 778 ind/ha for density and 7.3 vs

14.2 m<sup>2</sup>/ha for total basal area) and one conifer species *Juniperus deppeana* was dominant in mine tailing and *Quercus rugosa* in the adjacent forest. Diversity indexes showed a less diverse community in the mine tailing site. The soil from the mine tailing showed high concentrations of sulfates, iron, calcium, sodium and manganese and is poor in plant nutrients such as phosphorus, magnesium and potassium. The mine tailing soil was moderately basic (7.6) and moderately acidic the forest soil (6.3).

The results strongly suggest that this heavily disturbed site is following an alternate trajectory of recovery, as has been shown for other sites that also suffered high disturbances due to human intervention. If a plant community composition more similar to natural forests is desired, rehabilitation efforts should aim to favor the establishment of plant species by modifying substrate conditions and selecting native species more resilient to altered soil conditions.

### **Introduction**

Mining activities have a considerable impact in the environment. Official reports indicate that for Mexico, in 2012, a total of 30, 872,574 ha were actively used for mining operations, this represents close to 15% of Mexico's territory (Anuario Estadístico de la Minería Mexicana 2012). The impact on the environment is considerable and occurs all along the mining process, habitats are destroyed or heavily disturbed, animal species are displaced and on-site and out-site pollution can occur (Roberts and Johnson ,1978; Pratas *et al.* 2005; Chang *et al.* 2005). At the ecosystem level, the main effects are due to alterations of soil properties, changes in hydrological dynamics (Corona-Chávez *et al.*, 2010; Corona-Chávez *et al.*, 2012) and fragmentation of the vegetation cover (Schulz and Wiegleb, 2000). Also mine tailings and other deposits with poor stability and inadequate structure for plant establishment are produced (Bradshaw, 1997; Cortinas de Nava, 2008).

Mine tailings derived from the extraction of metals such as gold, silver, zinc and copper usually have metal sulfides that might contain toxic elements such as cadmium (Cd), lead (Pb),

mercury (Hg), arsenic (As) or high concentrations of other elements such as iron (Fe) (Romero *et al.*, 2007). The presence of these substances makes mine tailings a potential source of acidic lixiviates and its dispersion through the watershed (Martin-Romero & Gutierrez-Ruiz, 2013), as well as a source of toxic substances that can pollute superficial waters and aquifers (Martin-Romero and Gutierrez-Ruiz, 2013; Jung, 2001, Lin, 1997; Johnson *et al.*, 2000).

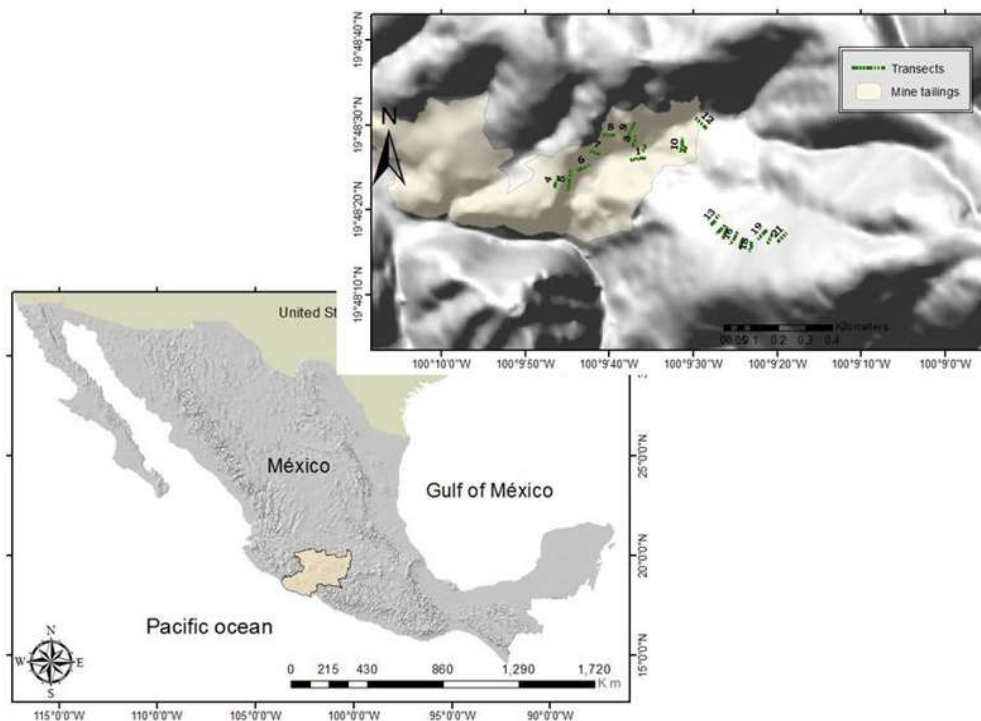
With time, vegetation recovery occurs regardless of the severity of the disturbance, in most cases through linear processes such as succession dynamics (Prach, 1987; Rehouková and Prach, 2006). But in severely degraded sites by human activities the processes related with succession can be very slow when compared with the recovery rate after natural disturbances. Mine tailings are examples of such sites, and the slow recovery rates difficult both its reclamation and the understanding of the underlying mechanisms that allow the vegetation to recolonize (Prach and Pyšek, 2001). Because of the increasing prevalence of sites damaged by mining activities, the study of the successional dynamics on these sites, both when no intervention occurs or under active reclamation (Bradshaw 1984), has become an important research area (Prach, 1987; Pallavicini, 2010; Game *et al.*, 1982, Hüttl and Weber, 2001; Frouz *et al.*, 2008, Hodaová and Prach, 2003; Shu *et al.*, 2005).

A first step to gain understanding of the recovery process is to assess long term vegetation recovery in areas affected by mining activities in which no active intervention has occurred, and to compare the floristic composition of the affected area with undisturbed nearby areas (Whittaker, 1972; Hernández-Acosta *et al.*, 2009). To this end, the present study was carried out in the mining district of Tlalpujahua, in the Eastern region of the Mexican state of Michoacán. In Tlalpujahua, large mining ventures had a considerable impact on the landscape at the end of the XIX and the first decades of the XX century, when mines ceased activities (1958) and the natural recovery of the vegetation started (Corona-Chávez and Uribe-Salas, 2009). The vegetation present in one of the oldest mine tailings was compared with the vegetation of the remnant adjacent forests within the same area and also soil properties were evaluated.

## Materials and methods

### Study area

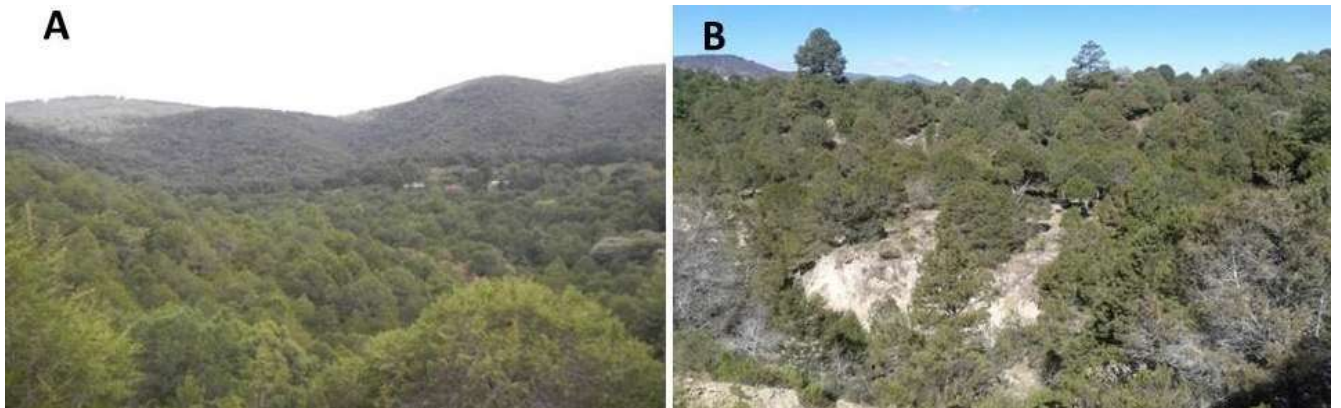
The mining district of Tlalpujahua (Figure 1) is located in the state of Michoacán, México between 19°48'10 and 19°48'40 N; 100°10' and 100°9' West and an elevation of 2500 and 2800 m a.s.l.(Corona-Chaves & Uribe-Salas, 2009). The climate is temperate, subhumid with rains during summer (Cw2)), the precipitation-temperature index is > 55 and the percent of precipitation during winter varies from 5 to 10%, mean annual temperature is between 12 and 18°C. The soils are mostly Luvisols and litosols (Corona & Uribe Salas, 2009).



**Figure 1.** Map of the mining district of Tlalpujahua in the Mexican state of Michoacán. The transects used for the present study are showed (modified from Corona-Chaves & Uribe-Salas 2009).

The vegetation was studied by Gentry transects (Gentry 1988, 1995; Trejo and Dirzo, 2002). Data from a total of 18 transects was gathered, 9 within a mine tailing and 9 in the nearest remnant of natural oak forest (Figure 2). Each transect had 100 m<sup>2</sup> (50 x 2 m), and within this area the location,

identity, height and DBH (diameter at breast height) of all tree species was recorded. For shrub species 3 sub-transects 5 meters long were randomly placed within each transect and location, height and canopy cover of shrub species was recorded. Taxonomic identification of the plant species was based on the field guides of Rzedowski and Rzedowski (2005) and Cornejo-Tenorio and Ibarra-Manriquez (2008).



**Figure 2.** - Sampling areas: A) forest remnant B) mine tailing

With the field data the following metrics were calculated:

Importance value index (IVI). This index proposed by Curtis and Macintosh (1951) and validated by many others (Cox, 1981; Gimaret-Carpentier, *et al.*, 1998, Lertzman and Fall, 1998, Zarco-Espinosa *et al.*, 2010), is a hierarchical index that provides a metric for the dominance of the most representative species based on presence, abundance and cover.

$$IVI = \text{relative dominance} + \text{relative density} + \text{relative frequency}$$

To calculate this index first is necessary to calculate the basal area of the trees:

$$AB = \pi \left( \frac{DBH}{2} \right)^2$$

The dominance for each species is its AB divided by the sampling area. The relative dominance is the dominance of a given species divided by the dominance of all species. Density is the number of

individuals by unit area and frequency is the proportion of sample units (in percentage) where each species was recorded.

- Margalef diversity index:  $D_{mg} = S - 1/\ln N$

S = number of species; N = total number of individuals

- Simpson index:  $\lambda = \sum p_i^2$

$p_i$  = number of individuals of species  $i$  divided among all individuals.

- Shannon-Wiener index:  $H' = - \sum p_i \ln p_i$

Also the Fishers Alpha index ( $\alpha_F$ ) was calculated (Condit *et al.*, 1996).

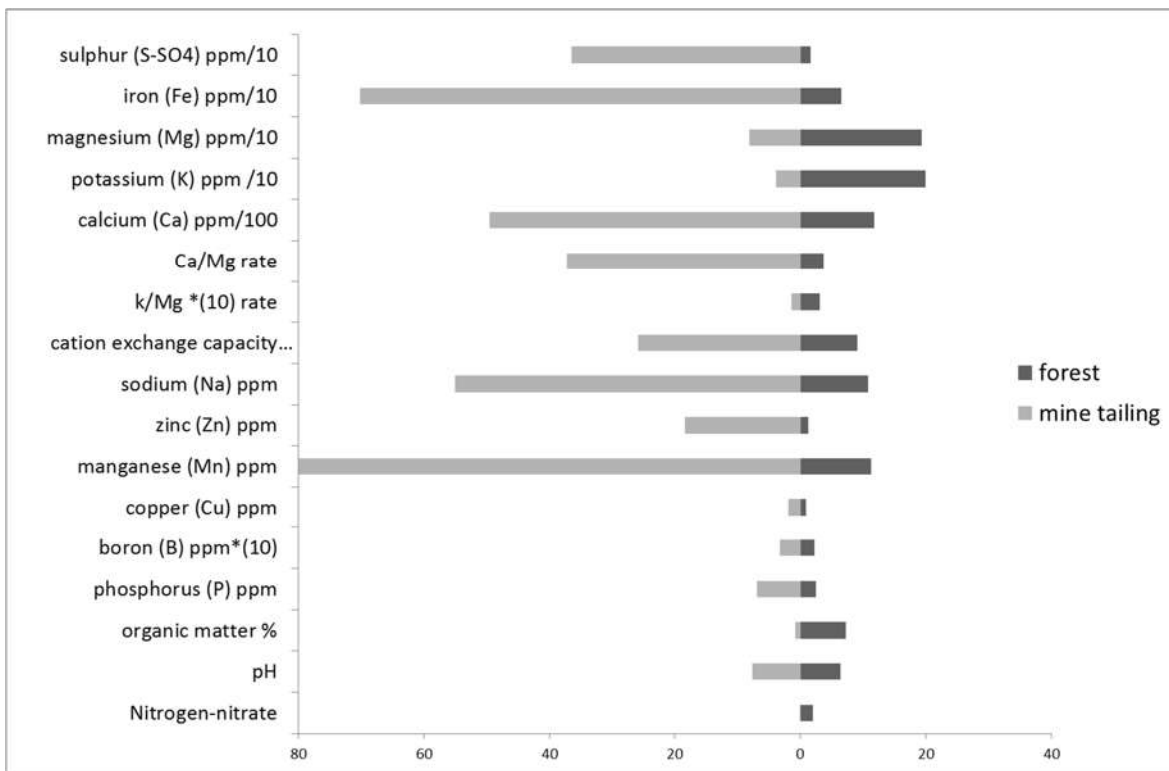
To contrast plant species richness values, we used a rarefaction analysis (Colwell *et al.*, 2004). For this we computed the statistical expectation of plant species richness for each treatment using *EstimateS* (Colwell, 2005). Such expectation is calculated based on the repeated re-sampling of all pooled samples (Gotelli and Colwell, 2001), allowing the comparison of the statistically expected species richness of the plant community recorded at each treatment using a comparable computed accumulated abundance and also allows to assess the adequacy of the sampling effort (Chao *et al.*, 2005).

Finally, commercial physical and chemical soil analyses were done by A&L Mexico Laboratories Inc.

## Results

## Soils analysis

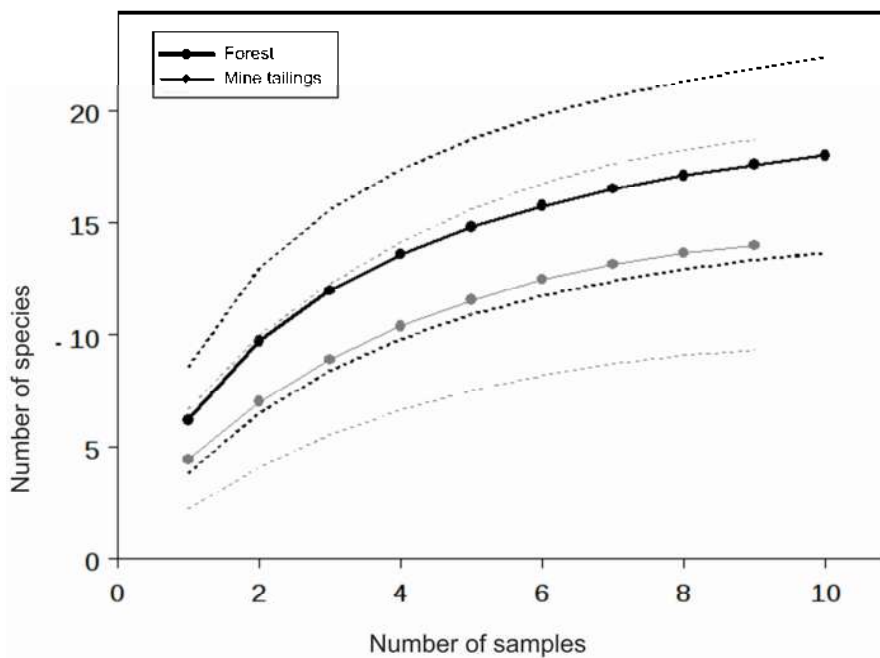
The mine tailing samples indicate that the material is dominated by clays and with a cation exchange capacity (CEC) of 25.85 meg/100g, indicating a very high value of CEC (FAO-UNESCO 1976). In contrast, forest soils are dominated by silt with a medium CEC of 9.03meg/100g. The mine tailing soil is moderately basic with a pH value of 7.6 and moderately acidic for the forest soil with a pH value of 6.3. The soil from the mine tailing has high concentrations of sulfates, iron, calcium, sodium and manganese (Figure 3) and is considered poor in plant nutrients such as phosphorus, magnesium and potassium.



**Figure 3.** Soil analyses results from the mine tailing soil and the forest soil

SO<sup>4</sup>

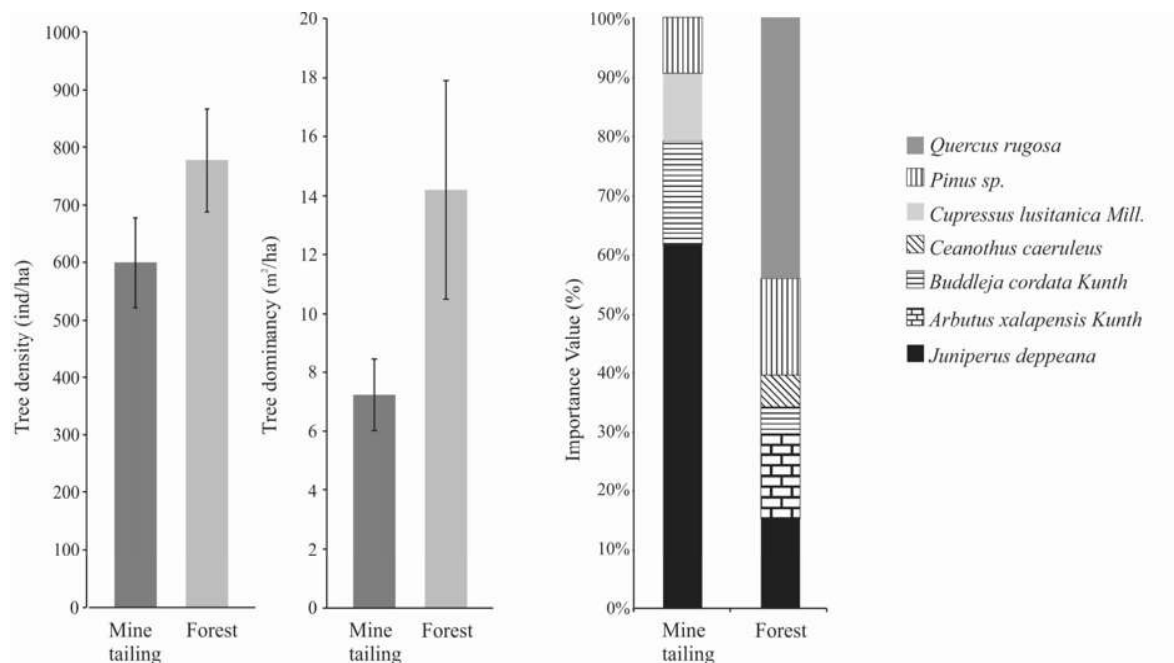
A total of 24 tree and shrub species were identified in the study area belonging to 11 families. For trees, a total of 72 individuals (6 species) were measured within the forest and 54 individuals (4 species) in the mine tailing (Table 1). *Juniperus deppeana* was the most abundant tree species (89 individuals in total) with a mean height of 5.6 m. The second most abundant tree species was *Quercus rugosa* with 50 individuals and an average height of 11.21 m. Rarefaction analysis (figure 4) indicates that the sampling of plant species was adequate for representing species richness both within the mine tailing and the forest, and also shows that despite the fact that more species are present in the forest than in the mine tailing the difference is not statistically significant.



**Figure 4.** Rarefaction curves for the mine tailing and forest vegetation. Sampling was appropriate as indicated by the shape of the curves that reaches the asymptote. Differences in species richness are not significant as the overlapping confidence intervals show.

Average tree density (Figure 5a) in the mine tailing was 600 ind./ha and in the forest 778 ind./ha. Within the mine tailing *J. deppeana* was the species that showed the highest density (544 ind./ha) followed by *Buddleia cordata* (300 ind./ha). Within the forest the species of highest density

was *Q. rugosa* (612.5 ind./ha) followed by *J. deppeana* (300 ind./ha). Tree dominance within the mine tailing was 7.3 m<sup>2</sup>/ha, the species with the highest dominance *J. deppeana* (7.1 m<sup>2</sup>/ha), within the forest tree dominance was 14.05 m<sup>2</sup>/ha being pine species (*Pinus* sp.) the ones that showed the highest value (20.4 m<sup>2</sup>/ha). Consequently, the species with the highest IVI within the mine tailing was *J. deppeana* but for the forest was *Q. rugosa* (Figure 5c).



**Figure 5.** Density (A), dominance (B) and IVI (C) of tree species in the mine tailing and in the forest.

Diversity differed between the mine tailing and the forest remnant as shown by the different index values (Table 1). Shannon and Margalef index values were lower for the mine tailing than for the forest, 61% for Shannon and 35% for Margalef. The same trend is shown by Fisher's alpha. Simpson index indicates less diversity as it approaches 1, therefore the mine tailing is less diverse than the forest.

**Table 1.** - Tree diversity and richness values for the mine tailing and the forest.

	<b>Mine tailing</b>	<b>Forest</b>
Number of individuals	54	72
Number of species	4	6
Shannon Index	0.39	1.01
Simpson Index	0.82	0.5
Margalef Index	0.75	1.16
Fisher's alpha	0.99	1.55

A total of 224 shrub individuals were found within the transects, 91 within the mine tailing and 133 in the forest (Table 2). Different diversity index values indicate a similar trend than that for the tree species; shrub species were more diverse in the forest than in the mine tailing. An ANOVA analyses indicate that the differences between the mine tailing and the forest when considering trees and shrubs for absolute density and absolute dominance are significant ( $P= 0.0436$  and  $P= 0.0310$  respectively).

**Table 1.** - Shrub diversity and richness values for the mine tailing and the forest.

	<b>Mine tailing</b>	<b>Forest</b>
Number of individuals	91	133
Number of species	13	14
Shannon Index	1.81	2.06
Simpson Index	0.24	0.17
Margalef Index	2.2	2.6
Fisher's alpha	3.2	3.9

## **Discussion**

Soil characteristics differ considerably between the mine tailing and the remnant forest, conditions in the mine tailing difficult nutrient assimilation by plants and microorganism activity,

although it can be expected that as time passes the vegetation will improve conditions, particularly soil aeration and water retention capability (Ramos-Arroyo and Siebe-Grabach, 2006). Vegetation composition differed between the mine tailing and the forest remnant, the dominant species in the mine tailing, *J. deppeana*, is a resilient species that can tolerate alkaline soils and drought contentions (Batis *et al.*, 1999), such as those present in the tailing substrate; in the forest remnant the dominant species was *Q. rugosa*, a species characteristic of temperate forests in México (Rzedowski, 2006). In terms of diversity, all indexes showed that the mine tailing is poorer than the forest remnant. Forest diversity can be considered low for the mine tailing and medium for the forest as shown by the Simpson index values (Simpson, 1949; Krebs, 1999; Gove *et al.*, 1994; Ludwig and Reynolds, 1988; Pielou, 1977). In terms of specific richness as the Margalef index, both sites can be considered moderate since values below 2 are considered low and above 5 high, the Shannon indexes suggest a similar situation.

Fisher's alpha index, that assumes a logarithmic relationship between species richness (Condit *et al.*, 1996) indicate that the tree species richness in the mine tailing is considerable lower than the species richness of the forest remnant.

Vegetation recovery in the mine tailing, that was abandoned more than 60 years ago, has allowed the site to reach a similar shrub species richness than that of the forest remnant, with just one more species in the later. Nevertheless, the identity of the species differs, strongly suggesting that the mine tailing is following a different trajectory than that of natural forests. Alternative trajectories for recovery processes have been proposed as a consequence of the severity of the impact of human activities (Bradshaw, 1984; Hobbs & Harris, 2001) and have been documented for mine sites elsewhere (Hardacova and Prach, 2003). In general, the shrub species present in the mine tailing are characteristic of disturbed sites and early successional communities under natural secondary succession in the region, but they have prevailed in the tailing for at least 60 years. The fact that the tree canopy of the mine tailing is dominated by a single highly resilient species, *J. deppeana*, also

indicates that the environmental conditions of the tailing prevent late successional species to get established, leading to an irregular revegetation process characteristic of mine landscapes (Game *et al.*, 1982). Environmental barriers for the establishment of tree species are more difficult to overcome than those for the establishment of shrub species, in particular those related with the microclimate (Schimpf *et al.*, 1980). It is important to notice that the prevalence of *Q. rugosa* suggests that the forest remnant also suffered disturbance events in the recent past, because this is a species characteristic of intermediate successional stages in the region (Rzedowski and Rzedowski, 2005; Batis *et al.*, 1999; Bello, 1996; CONABIO, 2009).

The chemical composition of the mine tailing soil in comparison with the composition of the forest remnant soil shows many of the barriers that plants have to overcome to get established in the substrate created by mining. Not only key nutrients are present in very low concentrations, but in some cases high concentrations of other elements further constrain the bioavailability of nutrients. In our study site, this is the case of phosphorus, which is present in low concentrations, combined with a high concentration of iron. Iron oxides bind with phosphates to create highly insoluble chemical species. Substrate barriers have been found to be key limiting factors for vegetation recovery of mined areas (Game, 1982; Coats *et al.*, 1970).

## **Conclusions**

In conclusion, the vegetation in the mine tailing and the comparison with the vegetation composition of the forest remnant strongly suggest that this heavily disturbed site is following an alternate trajectory of recovery, as has been shown for other sites that also suffered high disturbances due to human intervention, and in some cases in combination with natural disturbances (Hobbs & Harris, 2001; Blanco-Garcia & Lindig-Cisneros, 2005). In our study area, mining activities created a substrate that is very different from the soil that has formed as a consequence of natural processes, consequently, the mine tailing soil presents particular barriers for plant establishment that few species can overcome by themselves, creating a plant community that has a composition radically different

from that of natural plant communities in the region. If a plant community composition more similar to that of natural forests is desired in mine tailings, rehabilitation efforts should aim to favor the establishment of plant species by modifying substrate conditions and selecting provenances of the desired native species more resilient to altered soil conditions.

## Acknowledgements

Osuna-Vallejo wishes to thank CONACYT for a graduate student grant and to Francisco Mora Ardila for the comments in this article.

## References

- Bain, JG, Blowes, DW, Robertson, WD, Frind, EO. 2000. Modelling of sulfide oxidation with reactive transport at a mine drainage site. *J. Contam. Hydrol.* 41 (1-2) : 23-47.
- Batis, A, Alcocer MI, Gual M, Sánchez C, Vázquez-Yáñez C. 1999. Árboles y Arbustos Nativos Potencialmente Valiosos para la Restauración Ecológica y la Reforestación. Instituto de Ecología, UNAM - CONABIO. proyecto J-084 - CONABIO. [http://www.conabio.gob.mx/conocimiento/info\\_especies/arboles/doctos/inicio.pdf](http://www.conabio.gob.mx/conocimiento/info_especies/arboles/doctos/inicio.pdf) (accessed November 15, 2015).
- Bello M.1994. Fenología y biología del desarrollo de cinco especies de Quercus en Paracho y Uruapan, Michoacán. *Rev Mex Sci For* 75: 3-40.
- Blanco-García A, Lindig-Cisneros RA. 2005. Incorporating Restoration in Sustainable Forestry Management: Using Pine-Bark Mulch to Improve Native Species Establishment on Tephra Deposits. DOI: 10.1111/j.1526-100X.2005.00089.x
- Bradshaw AD. 1984. Ecological principles and land reclamation practice. *Landscape Plan*, 11:35-48 Elsevier Science Publishers B.V. Amsterdam - Printed in The Netherlands.
- Bradshaw AD. 1997. Restoration of mine lands: using natural processes. *Ecol Eng.* 8:225-269.
- Chao, A, Chazdon RL, Colwell R.K, Shen TJ. 2005. A new statistical approach for assessing compositional similarity based on incidence and abundance data. *Ecol Lett* 8:148-159.
- Condit, R, Hubbell SP, Lafrankie JV, Sukumar R, Manokaran N, Foster RB, Ashton PS. 1996. Species-area and species-individual relationships for tropical trees: a comparison of three 50-ha plots. *J Ecol* 84: 549-562.
- Colwell, RK, Mao CX, Chang J. 2004. Interpolating, extrapolating, and comparing incidence-based species accumulation curves. *Ecol* 85 :2717-2727.
- Colwell RK. 2009. *EstimateS v. 8.2.0: statistical estimation of species richness and shared species from samples*. <[viceroy.eeb.uconn.edu/EstimateS](http://viceroy.eeb.uconn.edu/EstimateS)> (accessed November 15, 2014).

- Comisión nacional para el conocimiento y uso de la biodiversidad (CONABIO). (2009). Catálogo taxonómico de especies de México. 1. In Capital Nat. México. CONABIO, México City
- Cornejo-Tenorio G, Ibarra-Manríquez G. 2008. Flora ilustrada de la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México y Universidad Nacional Autónoma de México. México. Jiménez Editores e Impresores S.A. de C.V.
- Corona-Chávez P, Uribe-Salas JA, 2009. Atlas cartográfico del distrito minero El Oro Tlalpujahua. ISBN:978-607-424-040-5. Morelia Michoacán. Morevallado Editores.
- Corona-Chávez P, Uribe-Salas JA, Razo-Pérez N, Martínez-Medina M, Maldonado-Villanueva R, Ramos-Arroyo YR, Robles-Camacho J. 2010. The impact of mining in the regional ecosystem: The mining district of El Oro y Tlalpujahua, México. *De Re Metallica*, pp. 1-15.
- Corona-Chávez P, Robles-Camacho J, Martínez-Mendoza M, Ramos-Arroyo YR. 2012. Variaciones geoquímicas y mineralógicas espacio-temporales en los residuos mineros sólidos del distrito minero El Oro-Tlalpujahua. *Rev Mex Sci Geol, Volumen Especial Geoquímica y Geología Ambiental de Residuos Mineros en México*.
- Cortinas De Nava C. 2008. Manejo de los relaves o jales mineros. Instituto Nacional de Ecología (INE). Dirección General de Materiales, Residuos y Actividades Riesgosas del INE. <<http://www.ine.gob.mx>> (accessed November 15, 2015).
- Cox WG. 1981. Laboratory manual of general ecology. Iowa, USA. William C. Brown Co. Publishers.
- [Frouz J, Prach K, Pižl V, Háněl L, Starý J, Tajovský K, Materna J, Balík V, Kalčík J, Řehounková K. 2008. Interactions between soil development, vegetation and soil fauna during spontaneous succession in post mining sites. Eur J Soil Biol 44:109-121.](#)
- Game M, Carrel JE, Hotrabhavandra T. 1982. Patch Dynamics of Plant Succession on Abandoned Surface Coal Mines: A Case History Approach. *J Ecol*.
- Gentry, AH. 1988. Changes in plant community diversity and floristic composition on environmental and geographical gradients. *Ann Mo Bot Gard*. 75:1-34.
- Gentry, AH. 1995. Diversity and floristic composition of neotropical dry forests, en S. H. Bullock, H. A. Mooney y E. Medina (eds.): *Seasonally Dry Tropical Forests*. Cambridge, Cambridge University Press.
- Gimaret-Carpentier, C, Péliissier P, Pascal J, Houllier F. 1998. Sampling Strategies for the Assessment of Tree Species Diversity. *J Veg Sci*. 9:161-172.
- Gotelli, NJ, Colwell RK. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecol Lett*, 4:379–391.
- Gove, JH, Patil GP, Swindel BF, Taille C. 1994. Ecological diversity and Forest management. *Handbook of statistics*, 12. eds G. P. Patil and C. R. Rao, Elsevier Science B.
- Hernández-Acosta E, Mondragón-Romero E, Cristobal-Acevedo D, Rubiños-Panta JE, Robledo-Santoyo E. 2009. Vegetación, residuos de mina y elementos potencialmente tóxicos de un jal de Pachuca, Hidalgo, México. *Rev Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 15(2): 109-114.

- Hobbs RJ, Harris JA. 2001. Restoration Ecology: Repairing the Earth's Ecosystems in the New Millennium. *Rest Ecol.* [9\(2\)](#):239–246
- Hodacová D, Prach K. 2003. Spoil Heaps From Brown Coal Mining: Technical Reclamation Versus Spontaneous Reveg. *Rest Ecol.* 11(3):385–39.
- Hüttl R F, Weber E. 2001. Forest ecosystem development in post-mining landscapes: a case study of the Lusatian lignite district. *Naturwissenschaften.* 88(8):322-329.
- IUSS work group WRB. 2007. World Soil Resource Reference Base. First update 2007. Reports on World Soil Resources No. 103. FAO, Roma.
- Johnson RH, Blowes DW, Robertson WD, Jambor JL. 2000. The hydrogeochemistry of the Nickel Rim mine tailings impoundment, Sudbury, Ontario. *J. Contam. Hydrol.* 41 (1-2): 49-80.
- Jung, MC. 2001. Heavy metal contamination of soils and waters in and around the Imcheon Au-Ag mine, Korea. *Appl. Geochem.* 16 (11- 12):1369-1375.
- Krebs C. 1999. *Ecological Methodology*, 2da. Edition, Adison Wesley, London.
- FAO- Unesco. World map of soils 1:5 000 000.1976. Volumen III México and central América.
- Lertzman, K, Fall J. 1998. From forest stands to landscapes: spatial scales and the roles of disturbances. *In*: Peterson, D. y V. T. Parker (eds.). *Ecological scale: theory and applications*. Columbia University Press. New York, NY USA. pp. 339-367.
- Lin, Z. 1997. Mobilization and retention of heavy metals in mill-tailings from Garpenberg sulfide mines, Sweden. *Sci. Total Environ.* 198:13-31.
- Ludwig JA, Reynolds JF. 1988. *Statistical ecology: A primer in methods and computing*, John Wiley, New York.
- Moncur, MC, Ptacek CJ, Blowes DW, Jambor JL. 2004. Release, transport and attenuation of metals from an old tailings impoundment. *Appl. Geochem.* 20:639-659.
- Martín RF, Gutiérrez RM. 2010. Estudio comparativo de la peligrosidad de jales en dos zonas mineras localizadas en el sur y centro de México. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana.* 62(1): 43-53.
- Pallvacini, Y. 2010. Factores que influyen en la acumulación de biomasa de herbáceas durante la sucesión en minas de carbón. *Ecosistemas* 19(3):78-82.
- Pielou EC. 1977. The Latitudinal Spans of Seaweed Species and Their Patterns of Overlap. *J Biogeogr.* 4(4): 299-311.
- Prach, K. 1987. Selected results of the study of succession on dumps from brown coal mining (Most region, NW Bohemia). *Acta Bot. Slov. Acad. Sci. Slov. Ser. A Suppl.* 1: 257- 261.
- [Prach K](#), [Petr Pyšek P](#). 2001. Using spontaneous succession for restoration of human-disturbed habitats: Experience from Central Europe. *Ecol Eng* [17\(1\)](#):55–62.
- [Pratas J](#), [Prasad MNV](#), [Freitas H](#), [Conde L](#). 2005. Plants growing in abandoned mines of Portugal are useful for biogeochemical exploration of arsenic, antimony, tungsten and mine reclamation. *J Geochem Explor.* [85\(3\)](#):99–107.

Ramos-Arroyo RY, Siebe-Grabach CD. 2006. Estrategia para identificar jales con potencial de riesgo ambiental en un distrito minero: estudio de caso en el Distrito de Guanajuato, México. *Rev Mex Sci Geol.* 23(1): 54-7.

Řehouňková K, Prach K. 2007. Spontaneous Vegetation Succession in Gravel–Sand Pits: A Potential for Restoration. *Rest Ecol.* [16\(2\)](#): 305–312.

Roberts RD, Johnson MS. 1978. Dispersal of heavy metals from abandoned mine workings and their transference through terrestrial food chains. *Environ. Pollut. England*. Applied Science Publishers Ltd,

Rzedowski, J. 2006. *Vegetación de México*. 1ra Edición digital. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México. 504 pp.

Rzedowski, G. C. de, J. Rzedowski y colaboradores, 2005. *Flora fanerogámica del Valle de México*. 2a. ed., 1a reimp., Instituto de Ecología, A.C. y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Pátzcuaro (Michoacán), 1406 pp.

Schimpf DJ, Henderson JA, MacMahon JA. 1980. Some aspects of succession in the spruce-fir forest zone of northern Utah. *Great Basin Nat.* 40(1) :1-26.

Shu WS, Ye ZH, Zhang ZQ, Lan CY, Wong MH. 2005. Natural Colonization of Plants on Five Lead/Zinc Mine Tailings in Southern China *Rest Ecol.* 13(1):49–60.

Simpson EH. 1949. Measurement of Diversity. *Nature* 163: 688-688.

Schulz F, Wiegand G. 2000. Development options of natural habitats in a post-mining landscape. *Land degrad dev* . 11: 99-110.

Trejo I, Dirzo R. 2002. Floristic Diversity of Mexican seasonally dry tropical forest. *Biodivers Conserv.* 11:2063-2084.

Whittaker, RH. 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon* 21:213–251.

Zarco–Espinosa VM, Valdez–Hernández JL, Ángeles–Pérez G, Castillo–Acosta O. 2010. Structure and diversity of arboreal vegetation in the Parque Estatal Agua Blanca, Macuspana, Tabasco. *Univ Sci.* 26 (1).

---

## Capítulo II





## Species and provenance trial conducted for selection of conifers to be used in the restoration of mine dumps



V. Osuna-Vallejo<sup>a</sup>, C. Sáenz-Romero<sup>a</sup>, J. Villegas<sup>b</sup>, R. Lindig-Cisneros<sup>c,\*</sup>

<sup>a</sup> Instituto de Investigaciones Agropecuarias y Forestales (IIAF), Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo (UMSNH), Av. San Juanito Itzcáruo s/n,

Col. Nueva Esperanza, Morelia, Michoacán 58337, Mexico

<sup>b</sup> Instituto de Investigaciones Químico-Biológicas, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Morelia, Michoacán, Mexico

<sup>c</sup> Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad (IIES), Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), Campus Morelia, Antigua Carretera a Pátzcuaro No.8701, Col. Ex Hacienda de San José de la Huerta, Morelia, Michoacán 58190, Mexico

### ARTICLE INFO

#### Article history:

Received 24 January 2017

Received in revised form 27 March 2017

Accepted 27 April 2017

Available online 9 May 2017

#### Keywords:

Environmental restoration

Plant stress

Temperate forests

Mine spoils

Clay

### ABSTRACT

Mining produces large quantities of metal residues (mine spoils) which, when left abandoned become a source of environmental pollution and have a significant impact on local environments. It therefore becomes necessary to devise different management strategies, the speeding up revegetation being one of them. A mesocosm trial was conducted to select conifer species to be used in the environmental restoration of mine dumps. Five conifer species were tested: *Pinus leiophylla*, *P. pseudostrobus*, *P. devoniana*, each one of these from two provenances, and *P. martinezii* and *Juniperus deppeana* each one from a single provenance. A randomized complete block design of four mesocosm blocks was used. Mesocosms were divided into two groups according to the substrate: one control substrate (sedimentary material mixed with organic matter used as forest soil proxy) and a mine-spoil substrate obtained from the Los Cedros mine dumps, in Tlalpujahuá, state of Michoacán, Mexico. The plants were left to grow in the nursery for nine months and then transplanted to mesocosms, after which their growth was measured for each of the substrate treatments for a period of fifteen months (two years of age upon trial completion). At the end of the trial the plants were harvested and dry weight and cover were measured for each individual.

Significant differences among species and between substrates were detected ( $P < 0.003$ ), but none were detected between provenances ( $P = 0.3215$ ). The growth of individuals of all species in the control substrate was thrice that of those in the mine-spoil substrate. *P. leiophylla* grew the most; and although *P. pseudostrobus* was second in the control substrate, it was next to the last in the mine-spoil substrate. In contrast, *J. deppeana* showed the worst growth performance in the control substrate but was third in the mine-spoil substrate. This last species together with *P. martinezii* showed best growth performance in the mine-spoil substrate when compared to growth performance in the control substrate; in other words, they showed greatest resistance to mine dump conditions. Our suggestion is to revegetate mine dumps with species like *J. deppeana* and *P. martinezii*, that tolerate low water availability and other physical and chemical characteristics of fine particulated substrates.

© 2017 Elsevier B.V. All rights reserved.

### 1. Introduction

The increase in mining activity to satisfy human needs has given rise to large scale environmental problems (Ramos Arroyo and Siebe, 2007). Both surface and underground mining may leave large tracts of desolate terrain that in many instances can no longer be used for other purposes. Substrates created by mining activities have physical and chemical characteristics that severely slow down

natural revegetation, since plant species need to overcome multiple barriers for establishment (Martínez-Ruiz and Fernández-Santos, 2005). These barriers include adverse conditions for seed dispersion, that result from lack of connectivity with remnant native vegetation (Ash et al., 1994) that in many cases limit the arrival of appropriate plant species (Bradshaw 2000). Even when seeds or other plant propagules arrive, inappropriate substrate characteristics can limit establishment. Mine dump substrate characteristics that can prevent plant establishment include bad texture, lack of organic matter, pH, lack of macro and micronutrients (Bradshaw 1984) and high concentrations of heavy metals (Martínez-Trinidad et al., 2013; Jochimsen 2001). Fine texture and no organic matter

\* Corresponding author.

E-mail address: [rlindig@iies.unam.mx](mailto:rlindig@iies.unam.mx) (R. Lindig-Cisneros).

may lead to high bulk densities, extreme compaction, low water infiltration rates, and surface waterlogging (Johnson et al., 1994). Mine spoils, depending on their origin, can present extremely low or high pH values, that have direct effects on plant growth as well as indirect effects by modifying nutrient availability (Cooke and Johnson, 2002). Finally, when present, heavy metals can limit plant growth because of their toxicity that in general causes oxidative stress in plants (Schützendübe and Andrea, 2002). The barriers imposed by mine-spoil substrates can be very difficult to overcome and for this reason it is desirable to salvage topsoil during mining operations (Skousen and Zipper, 2014; Zipper et al., 2011).

It is important to speed up revegetation to reduce the impact of mining activities conducted in the past, because their negative effects are still being felt in the present, affecting diverse ecosystem services. Moreover, even though recovery of most of the elements of the destroyed ecosystem is not possible, vegetation protects the soil, plays an important role in carbon capture processes and in climate regulation (Martínez-Ruiz and Fernández-Santos, 2005). Consequently the rehabilitation of mining sites results in environmental benefits, even if only partial.

Careful planning of restoration efforts is required to achieve effective plant recovery, and this implies choosing species capable of tolerating adverse substrate conditions which generally include an inadequate structure (Bradshaw, 1997), pH levels that are far from being optimal for the plants and high concentrations of heavy metals (Hernández-Acosta et al., 2009).

The town of Tlalpujahua, in the state of Michoacán has a well documented mining history of more than 400 years (1558–1959). During this period gold and silver were extracted and dumps and spoils were generated of which the most recent ones have been abandoned for at least sixty years (Corona Chávez and Uribe Salas, 2009). The physical and chemical characteristics of these mine dumps are: pH that varies from almost neutral to alkaline (7.8–8.46), variable electrical conductivity (>800  $\text{moh cm}^{-1}$ ), and a limelike texture, since particles of this type represent up to 80% of the total, with significant variations in clay (7–10%) and fine sand (7–38%) (Corona-Chávez et al., 2010). In addition, contents of silica which vary between 56 and 92%, aluminum 5–13%, iron 3–5%, calcium 2.5–5% and potassium 1–2%. In regard to recoverable metals, Chávez et al. (2010) report values in tailings of 0.6–4.4 g/ton for gold and of 1.8–178.33 g/ton for silver. Some of the potentially toxic elements are: arsenic (3.0–83.9 ppm) and lead (16.5–317.5 ppm). We would like to underscore that mining spoils in the study zone do not produce acidic drainage (Corona-Chávez et al., 2010).

Our examination of the mine dumps allowed us to conclude that existing vegetation is scarce and is dominated by some grass species such as *Muhlenbergia* spp., plus a few individuals of different weed species of the Ericaceae, Asteraceae, Hypericaceae, Rubiaceae, Caprifoliaceae and Polygalaceae families. *Juniperus moniticola* and *Ageratina* sp. are the dominant shrubs. Scattered about are a few *Juniperus deppeana* trees and isolated individuals of other six species. The most abundant tree species found on mine dumps is *J. deppeana* which has been described by various authors as a drought-resistant species that is able to grow in alkaline soils with poor drainage (Batis et al., 1999; Puga et al., 2006).

Given that mine-dump tree cover is almost non-existent and that there is a need for mine dump reforestation, this study focused on assessing the performance of five conifer species in a mesocosm trial using mine spoils extracted from the Los Cedros tailing dam in the town of Tlalpujahua, in the state of Michoacán, Mexico. The selected species have an increasing tolerance to xeric conditions as follows: *P. pseudostrobus* Lindl., *P. devoniana* Lindl., *P. martinezii* Larsen, *Pinus leiophylla* Schl. et Cham., and *Juniperus deppeana* Steud. (Farjón et al., 1997; Batis et al., 1999), and we hypothesized that the best overall performance under the condi-

tions imposed by the mine dump material (low water availability mainly) will favor the species more tolerant to xeric conditions.

## 2. Materials and methods

We conducted a mesocosm experiment (1701 tanks) in June 2014 in the Morelia Campus of the National Autonomous University of Mexico (19° 38' 55.89 N, 100° 13' 42.10 W, 1971 m a.s.l.) in the State of Michoacan (Fig. 1), with five conifer species: *Pinus leiophylla* Schl. et Cham., *P. pseudostrobus* Lindl., *P. devoniana* Lindl., *P. martinezii* Larsen and *Juniperus deppeana* Steud. These are species present in the forests surrounding the study area. Three species have a wide geographical and altitudinal distribution in México: *P. leiophylla*, *P. pseudostrobus* and *P. devoniana* (Farjón et al., 1997).

We used a randomized complete block design of four mesocosm blocks. The mesocosms were distributed as follows: block one 14 mesocosms; block two 16, block three 18, and block four 12 mesocosms. These were divided into two different substrate treatments: an organic one (sedimentary material mixed with organic matter used as a forest soil proxy) and a mine-spoil substrate obtained from the Los Cedros mine dump in Tlalpujahua, Michoacán (19° 48' 30.25 N, 100° 10' 06.71 W, 2569 m a.s.l.). Three species were planted in each mesocosm, each represented by two nine-month plants from two provenances, except that in the case of *P. martinezii* and *J. deppeana*, both individuals planted came from the only provenance available. The mesocosms were placed in an outdoors facility and therefore they were subjected to natural weather conditions. During the dry season (October to May), the plants were watered every two weeks to avoid drought stress.

Growth was measured during fifteen months (until the plants were two years old). At the end of this period one out of every two plants were harvested randomly. Before removing the plants canopy cover was measured. Aerial and root biomass were harvested, placed in paper bags and dried in an oven at 60 °C for a minimum of 72 h or until constant weight was achieved. In addition we calculated the root/shoot ratio, defined as the root biomass divided by aerial biomass (Monk 1966; Mokany et al., 2006).

In order to detect statistical differences in the substrate treatment response variables, a mixed model analysis was carried out by means of the PROC MIXED procedure of the SAS (Statistical Analysis System with the reference: SAS Institute, 2004) package (Blanca-Mena 2004). Species was considered as a fixed effect and population within the species (i.e., provenance), block and substrate were considered as random effects. The full model was specified as follows:

$$Y_{ijkl} = \mu + T_i + S_j + T_i * S_j + B_k + P_l(S_j) + T_i * B_k + S_j * B_k + e_{ijklm}$$

where  $Y_{ijklm}$  = Seedling trait (biomass or height) corresponding to the  $m^{\text{th}}$  seedling from the  $l^{\text{th}}$  population on the  $k^{\text{th}}$  block, of the  $j^{\text{th}}$  specie growing under the  $i^{\text{th}}$  soil treatment.

$\mu$  = Effect of the overall mean.

$T_i$  = effect of the soil treatment.

$S_j$  = effect of the species.

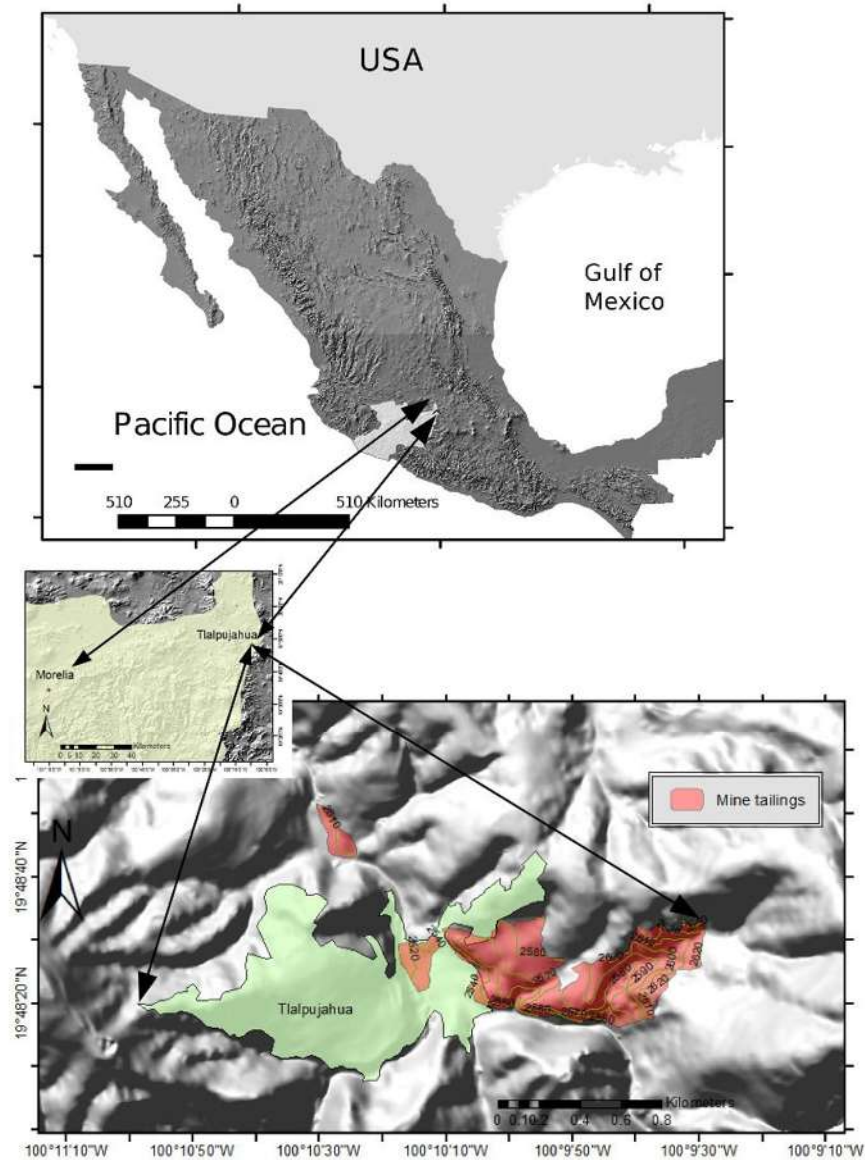
$B_k$  = effect of the block.

$P_l(S_j)$  = effect of the population nested in the corresponding species.

$T_i * B_k$  = Effect of the interaction between treatment of soil and species.

$S_j * B_k$  = Effect of the interaction between treatment of soil and block.

$e_{ijklm}$  = error term.



**Fig. 1.** Location of the mine tailings in Tlalpujahua mineral district (19° 48' 30.25 N, 100° 10' 06.71 W, 2569 m a.s.l.), and the site where the experiments were carried out in the Morelia Campus of the National Autonomous University of Mexico (19° 38' 55.89 N, 100° 13' 42.10 W, 1971 m a.s.l.).

### 3. Results

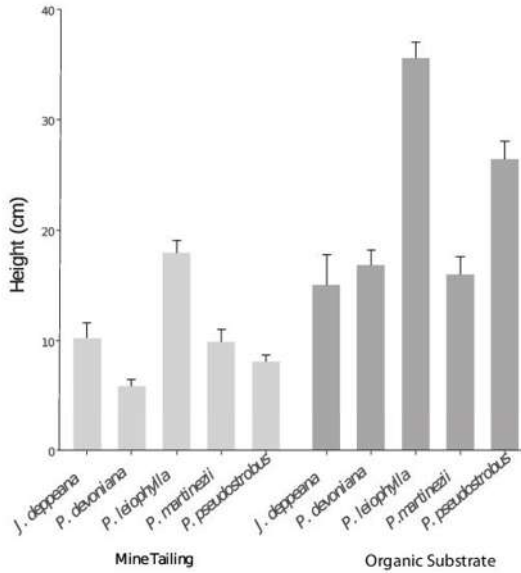
Survival was high for all species (81%–100%). Plant height at the end of the experiment (November 2015, when the plants enter winter dormancy), the species average for the control substrate was 43.47 cm in contrast to the mine-spoil substrate average for the species of 25.67 cm, slightly over half the height reached in the control substrate; the difference between these means was significant ( $F_{(1,163)} = 78.67$ ,  $P < 0.0030$ ). It is worth noting that the same was observed with aerial biomass ( $F_{(1,163)} = 43.47$ ,  $P = 0.0071$ ) and root biomass ( $F_{(1,163)} = 33.15$ ,  $P = 0.0104$ ) although the results for

these two variables are presented in detail later on. There were no significant differences between blocks or between provenances (Table 1).

Reducing the model by eliminating the variation factors that were not significant (blocks and provenances), the significant differences for height between substrates are preserved ( $F_{(1,163)} = 78.67$ ,  $P < 0.0001$ ) as well as between species ( $F_{(1,163)} = 8.52$ ,  $P = 0.0186$ ). Aerial biomass also showed differences between substrates ( $F_{(1,163)} = 71.22$ ,  $P < 0.001$ ) and between species ( $F_{(1,163)} = 6.65$ ,  $P = 0.0309$ ) as did root biomass (between substrates,

**Table 1**  
Species used in the mesocosm experiment showing seed provenance.

Species	State	Municipality	Latitude (N)	Longitude (W)	Altitude (m)
<i>P. devoniana</i>	Michoacán	Nuevo Parangaricutiro	19° 26' 24.6"	102° 10' 08.3"	2217
<i>P. devoniana</i>	Michoacán	Nuevo Parangaricutiro	19° 25' 42.1"	102° 09' 34.6"	2110
<i>P. pseudostrobus</i>	Michoacán	Nuevo Parangaricutiro	19° 27' 34.4"	102° 11' 43.6"	2520
<i>P. pseudostrobus</i>	Michoacán	Nuevo Parangaricutiro	19° 26' 24.6"	102° 10' 29.6"	2310
<i>P. leiophylla</i>	Michoacán	Nuevo Parangaricutiro	19° 26' 50.1"	102° 11' 00.5"	2422
<i>P. leiophylla</i>	Michoacán	Nuevo Parangaricutiro	19° 26' 24.6"	102° 10' 29.6"	2310
<i>P. leiophylla</i>	Michoacán	Nuevo Parangaricutiro	19° 26' 24.6"	102° 10' 08.3"	2217
<i>P. leiophylla</i>	Michoacán	Nuevo Parangaricutiro	19° 25' 42.1"	102° 09' 34.6"	2110
<i>P. martinezii</i>	Michoacán	Hidalgo	19° 48' 33.2"	100° 40' 05.5"	2938
<i>P. martinezii</i>	Michoacán	Hidalgo	19° 47' 45.3"	100° 40' 16.2"	2747
<i>J. deppeana</i>	Puebla	Palmar de Bravo	18° 49' 47.03"	97° 32' 44.09"	2199



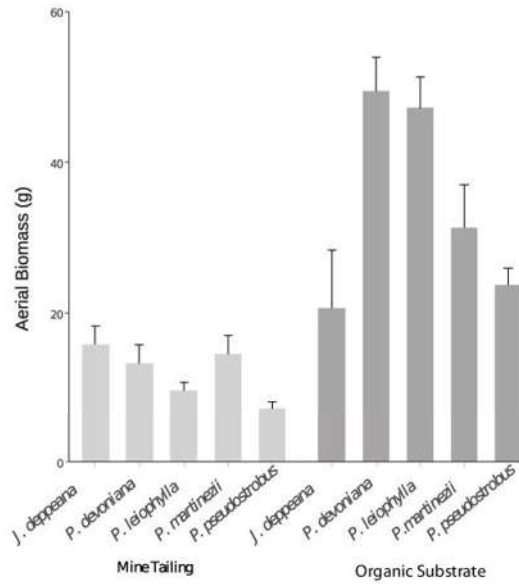
**Fig. 2.** Growth means in centimeters (cm). The vertical bars indicate standard error.

$F_{(1,163)} = 47.60$ ,  $P < 0.001$ ; and between species,  $F_{(1,163)} = 6.21$ ,  $P < 0.0001$ ).

Since there was a significant interaction between substrate and species ( $P < 0.05$ ), the ANOVA was repeated separately by substrate to examine in greater detail the species response to each. There were significant differences between species in the organic substrate for plant height ( $F_{(4,80)} = 11.31$ ,  $P = 0.0102$ ) but none when they grew in the mine-spoil substrate ( $F_{(4,84)} = 3.20$ ,  $P < 0.1170$ ). For root mass, the difference in the control substrate was significant ( $F_{(4,80)} = 5.41$ ,  $P = 0.0463$ ) whereas it was not in the mine-spoil substrate ( $F_{(4,84)} = 8.31$ ,  $P = 0.196$ ).

When the ANOVA was repeated examining each species separately to compare the responses to either substrate (Fig. 2), the differences between substrates were significant for *P. devoniana* ( $F_{(1,39)} = 30.60$ ,  $P < 0.0001$ ), *P. leiophylla* ( $F_{(1,56)} = 69.96$ ,  $P < 0.0001$ ), *P. martinezii* ( $F_{(1,14)} = 6.66$ ,  $P < 0.0274$ ) and *P. pseudostrobus* ( $F_{(1,39)} = 42.52$ ,  $P < 0.0001$ ), but not for *J. deppeana* ( $F_{(1,19)} = 3.30$ ,  $P = 0.0892$ ).

In the analysis by species, the differences between substrates for aerial biomass (Fig. 3) were significant for *P. devoniana* ( $F_{(1,39)} = 52.11$ ,  $P < 0.0001$ ), *P. leiophylla* ( $F_{(1,56)} = 69.87$ ,  $P < 0.0001$ ), *P. martinezii* ( $F_{(1,14)} = 5.06$ ,  $P = 0.0482$ ) and *P. pseudostrobus* ( $F_{(1,39)} = 44.70$ ,  $P < 0.0001$ ), but not for *J. deppeana* ( $F_{(1,19)} = 0.36$ ,  $P = 0.5560$ ). For the case of root biomass (Fig. 4), there



**Fig. 3.** Aerial biomass means for conifer species. The vertical bars indicate standard error.

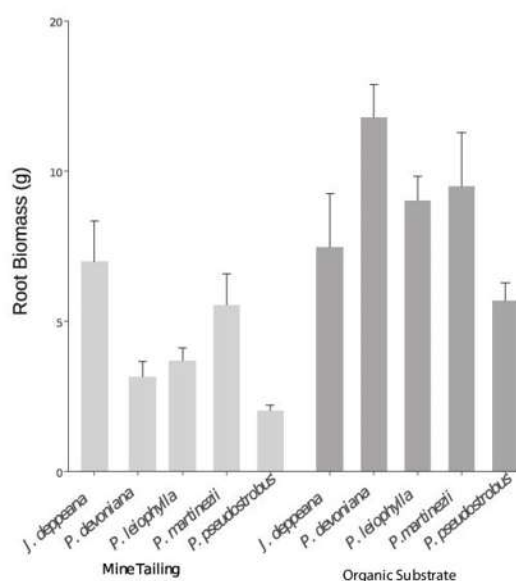
were significant differences between substrates for *P. devoniana* ( $F_{(1,39)} = 49.64$ ,  $P < 0.0001$ ), *P. leiophylla* ( $F_{(1,56)} = 35.17$ ,  $P < 0.0001$ ) and *P. pseudostrobus* ( $F_{(1,39)} = 36.55$ ,  $P < 0.0001$ ), while no significant differences were observed for *J. deppeana* ( $F_{(1,19)} = 0.04$ ,  $P = 0.8443$ ) and *P. martinezii* ( $F_{(1,14)} = 2.59$ ,  $P = 0.1387$ ).

Table 2 summarizes the performance differences among the species under study for the variables considered, both in absolute and relative terms, i.e., considering the performance of individuals growing in a mine-spoil substrate as a function of the performance in the control substrate, expressed as a percentage. For all species a reduction in all variables can be appreciated. For height all plants were shorter when growing in the mine-spoil substrate (49%) than in control substrate. Similarly for aerial biomass (40%) and root biomass (51%). The table shows that the two species with the best performance were *J. deppeana* and *P. martinezii*. In particular *J. deppeana* root biomass was almost not affected by substrate, the difference between the mine-spoil and the control substrates was only 6%, and also this species showed the least difference for aerial biomass. *P. martinezii* had the best performance among the pine species, but still from the performance of *J. deppeana*.

**Table 2**

Performance in decreasing order of the species under study when growing in the mine-spoil substrate, both in absolute and relative terms, i.e., as a percentage with respect to the control substrate (Pl = *P. leiophylla*; Pp = *P. pseudostrobus*; Pd = *P. devoniana*; Pm = *P. martinzii*; Jd = *J. depeana*).

Variable	Absolute values	Relative values $V_{Jd}/V_{org}(100)$
Height	Pl > Pp > Pd > Pm = Jd	Jd (68%) > Pm (62%) > Pl (51%) > Pd (35%) > Ps (31%)
Aerial biomass	Jd > Pm > Pd > Pl > Pp	Jd (76%) > Pm (46%) > Pp (30%) > Pd (26%) > Pl (20%)
Root biomass	Jd > Pm > Pl > Pd > Pp	Jd (94%) > Pm (58%) > Pl (41%) > Pp (36%) > Pd (26%)



**Fig. 4.** Root biomass means in grams (g) for conifer species. The vertical bars indicate standard error.

#### 4. Discussion

In regard to survival, there were no significant differences among species. This contrasts with our personal observation that *J. depeana* dominates in the mine dump while *P. pseudostrobus* is abundant in the surrounding forests. The low mortality of *Pinus pseudostrobus* in the mine-spoil substrate was surprising. This was probably due to the fact that plants in the mesocosms were watered constantly and as a consequence water stress was not a determinant factor in plant performance. We believe that during the dry season (November to mid-May) and under field conditions, water stress may severely affect *Pinus pseudostrobus*, and this would explain the low density of this species on naturally regenerated mine dumps. In any event, more detailed and long-term studies focusing on mortality patterns and causes are required.

Although *P. leiophylla* was the species that grew the most in the mine-spoil mesocosms, its growth in this substrate – only half of its growth in the forest soil proxy substrate – was considerably diminished. It was also the species in the mine-spoil mesocosms with the lowest accumulated biomass and also the one showing the greatest reduction in this variable (an eighty percent reduction) when compared to the control mesocosms.

Significant biomass differences may be interpreted as the species response to substrate-related stress. The species least affected by this stress were *J. depeana* and *P. martinzii*, for which we recorded the lowest mine-spoil growth reduction when compared to the control substrate. Therefore, these two species, but particularly the former, seem to show greatest resilience to the sub-

strate, which would explain the naturally occurring abundance of *J. depeana* on the mine dumps and which is also known to be tolerant to poor soils and drought (Batis et al., 1999; Puga et al., 2006).

For most plant species, roots prosper only under favorable air, water, mineral and moisture soil conditions (Spurr and Barnes 1980; Högberg et al., 2006). Therefore, a substrate which does not provide species with these conditions hampers root growth. In our experiment this was evident in the case of *Pinus pseudostrobus*, for which the difference in root biomass between mine-spoil and control mesocosms was 65%. In this regard, *J. depeana* and *P. martinzii* were once again the species less affected by the mine-spoil substrate.

#### 5. Conclusions

Our results showed that the species least suitable for revegetation in the study area were *P. leiophylla* and *P. pseudostrobus* whose growth potential was the lowest. We recorded intermediate tolerance response to the mine-spoil substrate for *P. devoniana*. In contrast, *J. depeana* and *P. martinzii* were the species showing the greatest tolerance to this substrate, and therefore we found them to be best suited and recommend them for the restoration of the Talpujahu mine dumps. *J. depeana* is already naturally established at the site, but this is not the case for *P. martinzii* which could also be used in revegetation projects at sites of this kind. The fact that the pine species more tolerant to xeric conditions, *P. leiophylla*, was not among the best species partially contradicts our initial hypothesis, although *J. depeana*, that also tolerates drought conditions, was within the best species. *Pinus martinzii* outperformed *P. leiophylla*. Further research is needed to determine the specific factors responsible of these differences in performance since several substrate characteristics and their interactions determine the best species for any given mine dump site (Rola et al., 2015; Banerjee et al., 2016).

#### Acknowledgements

This research was funded by DGAPA-UNAM through grant PAPIIT IN203316. Osuna-Vallejo wishes to thank CONACYT for a graduate student grant.

#### References

- Ash, H.J., Gemmill, R.P., Bradshaw, A.D., 1994. The introduction of native plant species on industrial waste heaps: a test of immigration and other factors affecting succession primary. *J. Appl. Ecol.* 31, 74–84.
- Banerjee, R., Goswami, P., Pathak, K., Mukherjee, A., 2016. Vetiver grass: an environment clean-up tool for heavy metal contaminated iron ore mine-soil. *Ecol. Eng.* 90, 25–34.
- Batis, A., Alcocer, M.I., Gual, M., Sánchez, C., Vázquez-Yáñez, C., 1999. Árboles y Arbustos Nativos Potencialmente Valiosos para la Restauración Ecológica y la Reforestación. Instituto de Ecología, UNAM–CONABIO, Mexico City, Mexico.
- Bianca-Mena, M.J., 2004. Alternativas de Análisis Estadístico En Los Diseños de Medidas Repetidas. *Psicothema* 16, 509–518.
- Bradshaw, A.D., 1984. Ecological principles and land reclamation practice. *Landsc. Plann.* 11, 35–48.
- Bradshaw, A.D., 1997. Restoration of mined lands—using natural processes. *Ecol. Eng.* 8, 255–269.
- Bradshaw, A., 2000. The use of natural processes in reclamation – advantages and difficulties. *Landsc. Urban Plann.* 51, 89–100.

- Chávez, P.C., Uribe-Salas, J.A., Razo, N.P., Martínez, M.M., 2010. The impact of mining in the regional ecosystem: the mining district of El Oro and Tlalpujahua, Mexico. *De Re Metallica* 15, 21–34.
- Cooke, J.A., Johnson, M.S., 2002. Ecological restoration of land with particular reference to the mining of metals and industrial minerals: a review of theory and practice. *Environ. Rev.* 10, 41–71.
- Corona Chávez, P., Uribe Salas, J.A., 2009. Atlas cartográfico del distrito Minero El Oro-Tlalpujahua. México, UMSNH, CONACYT, COECYT, Morevallado Editores, Morelia, Michoacán, México (105 pp).
- Farjón, A., Pérez de la Rosa, J.A., Styles, B.T., 1997. Guía de campo de los pinos de México y América Central. Royal Botanic Gardens, Kew, U.K.
- Hernández-Acosta, E., Mondragón-Romero, E., Cristobal-Acevedo, D., Rubiños-Panta, E.J., Robledo-Santoyo, E., 2009. Tóxicos de un jal de Pachuca Hidalgo, México. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 15, 109–114.
- Jochimsen, M.E., 2001. Vegetation development and species assemblages in a long-term reclamation project on mine spoil. *Ecol. Eng.* 17, 187–198.
- Johnson, M.S., Cooke, J.A., Stevenson, J.K., 1994. Revegetation of metalliferous wastes and land after metal mining. In: Hester, R.E., Harrison, R.M. (Eds.), *Mining and Its Environmental Impact. Issues Environmental Science and Technology*, Royal Society of Chemistry, Letchworth, England, pp. 31–48.
- Martínez-Ruiz, C., Fernández-Santos, B., 2005. Natural revegetation on topsoiled mining-spoils according to the exposure. *Acta Oecol.* 28, 231–238. <http://dx.doi.org/10.1016/j.actao.2005.05.001>.
- Martínez-Trinidad, S., Hernández, S.G., Ramírez, I.M.E., Martínez, R.J., Solorio, M.G., SaraSolís, V.S., García, M.R., 2013. Total mercury in terrestrial systems (air-soil-plant-water) at the mining region of San Joaquín, Queretaro, Mexico. *Geofísica Internacional* 52, 43–58. [http://dx.doi.org/10.1016/S0016-7169\(13\)71461-2](http://dx.doi.org/10.1016/S0016-7169(13)71461-2).
- Mokany, K., Raison, J.R., Prokuskin, A.S., 2006. Critical analysis of root: shoot ratios in terrestrial biomes. *Global Change Biol.* 12, 84–96. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.001043.x>.
- Monk, C., 1966. Importance of root/shoot ratios. *Torrey Bot. Soc.* 93, 402–406.
- Puga, S., Sosa, M., De la Mora, A., Pinedo, C., Jiménez, J., 2006. Concentraciones de As y Zn en vegetación nativa cercana a una presa de jales. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 22, 75–82.
- Ramos Arroyo, Y.R., Siebe, C., 2007. Weathering of Sulphide Minerals and Trace Element Speciation in Tailings of Varios Ages in the Guanajuato Mining District, Mexico. *ScienceDirect* 71. Elsevier Inc., pp. 9. <http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2007.03.014>.
- Rola, K., Osyczka, P., Nobis, M., Drozd, P., 2015. How do soil factors determine vegetation structure and species richness in post-smelting dumps? *Ecol. Eng.* 75, 332–342.
- Institute, S.A.S., 2004. SAS/STAT Guide for Personal Computers Version 9 1. SAS Institute Cary, North Carolina, USA.
- Schützendübe, I.A., Andrea, P., 2002. Plant responses to abiotic stresses: heavy metal-induced oxidative stress and protection by mycorrhization. *J. Exp. Bot.* 53, 1351–1365.
- Skousen, J., Zipper, C.E., 2014. Post-mining policies and practices in the Eastern USA coal region. *Int. J. Coal Sci. Technol.* 1 (2), 135–151.
- Zipper, C.E., Burger, J.A., Skousen, J.G., Angel, P.N., Barton, C.D., Davis, V., Franklin, J.A., 2011. Restoring forests and associated ecosystem services on Appalachian coal surface mines. *Environ. Manag.* 47, 751–765.

---

## Capítulo III



### **III. Ensayo de especies y procedencias para restauración ecológica de residuos mineros en Tlalpujahua, Michoacán, considerando cambio climático**

Verónica Osuna-Vallejo <sup>1a</sup>, Roberto Antonio Lindig-Cisneros<sup>2</sup>, Arnulfo Blanco-García<sup>3</sup>, José Cruz-deLeón<sup>4</sup> Nahum Modesto Sánchez-Vargas <sup>1b</sup>y Cuauhtémoc Sáenz-Romero<sup>1c\*</sup>

<sup>1</sup>Instituto de Investigaciones Agropecuarias y Forestales, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo,

Morelia, Michoacán 58330 México. a) rony29vall@gmail.com b) nsanchezv@yahoo.com

c)csaenzromero@gmail.com

<sup>2</sup>Laboratorio de Ecología de Restauración, Centro de Investigaciones en Ecosistemas, Universidad Nacional

Autónoma de México, Morelia, Michoacán, México. rlindig@cieco.unam.mx

<sup>3</sup> Facultad de Biología, Edificio R, UMSNH, Av. Francisco J. Mújica s/n, Col. Felicitas del Río, Morelia

Michoacán 58040, México. arnulfoblanco@yahoo.com.mx

<sup>4</sup> Facultad de Ingeniería en Tecnología de la Madera, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo

(UMSNH). Edificio D, Ciudad Universitaria, Av. Francisco J. Mújica s/n, Col. Felicitas del Río, Morelia

Michoacán 58030, México. josecruzde@yahoo.com.mx

\*Autor para correspondencia: csaenzromero@gmail.com

#### **RESUMEN**

Las actividades mineras causan diversos impactos en el medio ambiente entre los que destacan las alteraciones en el paisaje y los efectos a largo plazo de los depósitos de residuos (jales). Debido a lo anterior, es necesario desarrollar estrategias de manejo para reducir el impacto negativo de los jales y poder restaurar los servicios ecosistémicos donde se realizan actividades mineras. Se llevó a cabo un ensayo de especies y procedencias de coníferas (*Pinus pseudostrobus*, *P. martinezii*, *P. leiophylla*, *P. devoniana* y *Juniperus deppeana*) en un sitio de sustrato minero para evaluar su desempeño. Con base en el desempeño de las

especies se recomienda restaurar con *P. pseudostrobus*, *P. devoniana* y *J. deppeana*. Las dos primeras por presentar los mejores crecimientos en altura dos años después de la plantación y la tercera por aparentemente ser la menos afectada por el efecto del jal como sustrato (supervivencia del 96 %). *P. devoniana* no se distribuye de manera natural en el sitio a reforestar y se origina a mucho menor altitud (1650 a 2217 m de altitud) que el sitio de plantación (2596 msnm), lo que demuestra la viabilidad de realizar migración asistida para compensar los efectos del cambio climático.

**Palabras clave:** *Pinus devoniana*; *Pinus leiophylla*; *Pinus pseudostrobus*, *Juniperus deppeana*. *Pinus martinezii*, residuos mineros.

## INTRODUCCIÓN

Los ensayos de especies y procedencias tienen como objetivo probar la adaptabilidad que presenta una especie en un lugar determinado con el fin de reforestar, restaurar o rehabilitar sitios que han sufrido diversos grados de perturbación (Zobel y Talbert, 1988; Bradshaw, 1997; Bradshaw, 1984).

La procedencia (origen geográfico de una fuente de semillas) de las especies cobra mayor relevancia en el contexto del cambio climático, debido a que las poblaciones se diferencian genéticamente dentro de cada especie, para adaptarse al sitio en donde crecen, y tales diferencias necesitan considerarse para mantener un acoplamiento entre la población y el hábitat climático para el que están adaptadas (Rehfeldt 1988; Rehfeldt *et al.*, 2017). El hábitat climático propicio para una especie o población se ha convertido en un “blanco móvil”, debido a que el clima que ocurre en un sitio dado, progresivamente ocurrirá a mayor

altitud (Ledig *et al.*, 2010) y/o en latitudes desplazadas hacia los polos (Sáenz-Romero *et al.*, 2010). Esto creará un desfase adaptativo a nivel de cada población (Joyce y Rehfeldt, 2013; Rehfeldt *et al.*, 2009). Tal desfase inducirá una severa declinación forestal, que de hecho ya inició (Granados, 2001; Allen *et al.*, 2010; Mátyás, 2010; Allen *et al.*, 2015). Por lo anterior, es necesario considerar medidas de migración asistida para realinear las poblaciones al clima que les es propicio, dado que por sí solas no tienen la capacidad de hacerlo a la velocidad necesaria en relación a la velocidad del cambio climático (Castellanos-Acuña *et al.*, 2015; McLachlan *et al.*, 2007; Hamann *et al.*, 2015; Sáenz-Romero *et al.*, 2016).

La minería es una actividad antrópica que degrada el ambiente a diferentes niveles, entre los cuales destacan el agotamiento de los recursos naturales no renovables como los minerales a extraer, la degradación del medio ambiente local y la contaminación a escala regional que es consecuencia de algunas prácticas de extracción minera, por lo que representa un reto el poder rehabilitar estos sitios para recuperar los servicios ecosistémicos que nos brindan (Stojiljkovic *et al.*, 2014).

Tlalpujahua, Michoacán, se ubica en el centro-oeste de México, es un sitio con una historia minera significativa de más de 400 años de explotación, que ha dejado residuos mineros en los que ha ocurrido una regeneración natural, pero parcial, de la vegetación después de 60 años de abandono de esta actividad (Corona-Chávez *et al.*, 2010). Sin embargo, la vegetación que se ha establecido dista mucho de ser la vegetación original, y no ha logrado la completa recuperación de los servicios ecosistémicos (Osuna-Vallejo *et al.*, 2017; en revisión).

El objetivo de este trabajo fue determinar la viabilidad de realizar restauración ecológica en residuos mineros, mediante migración asistida de especies y poblaciones

forestales capaces de adaptarse a las limitaciones del suelo de residuo minero, considerando el clima futuro, y así acelerar el proceso de revegetación. Esto permitiría reducir el impacto negativo de las actividades mineras, cuyos residuos (conocidos como “jales”) tienen características poco propicias para su restauración como son: poca materia orgánica, pH muy alto, insuficiencia de macro y micronutrientes, pobre drenaje y elevado contenido de metales pesados; lo que genera en estos sitios un complejo sistema para el restablecimiento de la vegetación.

## **METODOLOGÍA**

Se estableció en el mes de junio del año 2015 un ensayo de especies y procedencias en un sitio con residuos mineros (jal) localizado en el cerro denominado “Los Cedros”, en la vecindad del pueblo de Tlalpujahua, en el extremo noroeste del Estado de Michoacán, México.

En el primer inventario de los bosques y montes de Michoacán, Pérez-Gil (1885) reporta para el municipio de Tlalpujahua una vegetación compuesta por robles (encinos), ocotes, oyamel, cedros, pinos y madroños. Esta descripción coincide con una caracterización de la vegetación, en un gradiente altitudinal de menor a mayor altitud, como de bosque mesófilo de montaña, pino encino y bosque de coníferas realizada por Miranda (1947) y ampliada por Rzedowski (1972). Para el 2003 en el Atlas cartográfico del estado de Michoacán de reportan la misma vegetación. Sin embargo en Osuna-Vallejo *et al.* (2017 en revisión) reporta una vegetación fragmentada y asociada a sucesión primaria con remanentes de un bosque mixto de encino y coníferas.

El experimento se llevó a cabo con especies que tenían 18 meses en vivero antes de llegar al sitio para el experimento de campo. El diseño experimental es de bloques completos al azar, con siete bloques, cinco especies de coníferas (*Pinus pseudostrobus*, *Pinus devoniana*, *Pinus leiophylla*, *Pinus martinezii* y *Juniperus deppeana*), representada cada una por 3 a 4 procedencias por especie, excepto para *P. martinezii* y *J. deppeana*, las cuales estuvieron representadas por una sola procedencia (Tabla 1), con dos plantas por parcela. Se evaluó la supervivencia y el crecimiento (en altura de planta) bimestralmente por 27 meses. El crecimiento se expresó para efecto del análisis, en tres formas: altura final, crecimiento (altura final menos altura inicial) y crecimiento relativo [(crecimiento/altura inicial) x100]. Las últimas variables fueron relevantes para considerar el efecto de la altura inicial de la planta.

**Tabla 1. Sitios de colecta de las especies seleccionadas para el ensayo en los residuos mineros en el cerro denominado “Los Cedros”, Talpujahuá, Michoacán.**

Especie	Latitud (N)	Longitud (O)	Altitud (msnm)	Localidad	Estado
<i>Pinus pseudostrobus</i>	19°27' 34.4''	102° 11' 43.6''	2520	*NSJP	Michoacán
	19°26' 50.1''	102° 11' 00.5''	2422	NSJP	Michoacán
	19° 26' 24.6''	102° 10'29.6''	2310	NSJP	Michoacán
<i>P. leiophylla</i>	19° 26' 05.1''	102° 10'08.3''	2217	NSJP	Michoacán
	19° 26' 50.1''	102° 11' 00.5''	2422	NSJP	Michoacán
	19° 26' 24.6''	102° 10'29.6''	2310	NSJP	Michoacán

	19° 26' 05.1''	102° 10' 08.3''	2217	NSJP	Michoacán
	19° 25' 42.1''	102° 09' 34.6''	2110	NSJP	Michoacán
<i>P. devoniana</i>	19° 26' 05.1''	102° 10' 08.3''	2217	NSJP	Michoacán
	19° 25' 42.1''	102° 09' 34.6''	2110	NSJP	Michoacán
	19° 25' 28.9''	102° 08' 57.8''	2034	NSJP	Michoacán
<i>P. martinezii</i>	19° 47' 45.3''	100° 40' 16.2''	2747	Los Azufres	Michoacán
<i>Juniperus depeana</i>	18° 49' 47.0''	97° 32' 44.1''	2199	Palmar de Bravo	Puebla






\* NSJP: Nuevo San Juan Parangaricutiro.

De febrero a junio del 2016 se evaluó la fenología de la elongación de la yema líder de 4 especies de coníferas: *P. pseudotrobus*, *P. leiophylla*, *P. devoniana* y *P. martinezii*, usando un índice con valores desde 1 (yema en dormancia) al 5 (yema totalmente desarrollada; Tabla 2) (Jach y Ceulemans, 1999; Viveros-Viveros et al., 2007). No se evaluó para *J. depeana* debido a que esta especie no presentó una yema evidente susceptible de ser evaluada con el índice descrito.

Se realizó un análisis de varianza (ANOVA), usando el Procedimiento GLM de SAS (SAS Institute, 2004), en donde las especies fueron consideradas con efectos fijos y los demás factores de variación fueron considerados con efectos aleatorios.

**Tabla 2. Índice de desarrollo fenológico de la yema terminal.**

Estado de desarrollo			Valor de índice /Descripción
1	2	3	

			<p>1/Yema en dormancia.</p> <p>2/La yema se encuentra parcialmente elongada y se observa la aparición del cojinete foliar o fascículo.</p> <p>3/Elongación avanzada de la yema, pero aún las acículas no son visibles.</p>
<p>4</p> 	<p>5</p> 	<p>4/ Yema casi completamente elongada. Se comienzan a distinguir las acículas emergiendo de los fascículos.</p> <p>5/Yema completamente elongada, con las acículas de los fascículos bien desarrolladas.</p>	

## RESULTADOS

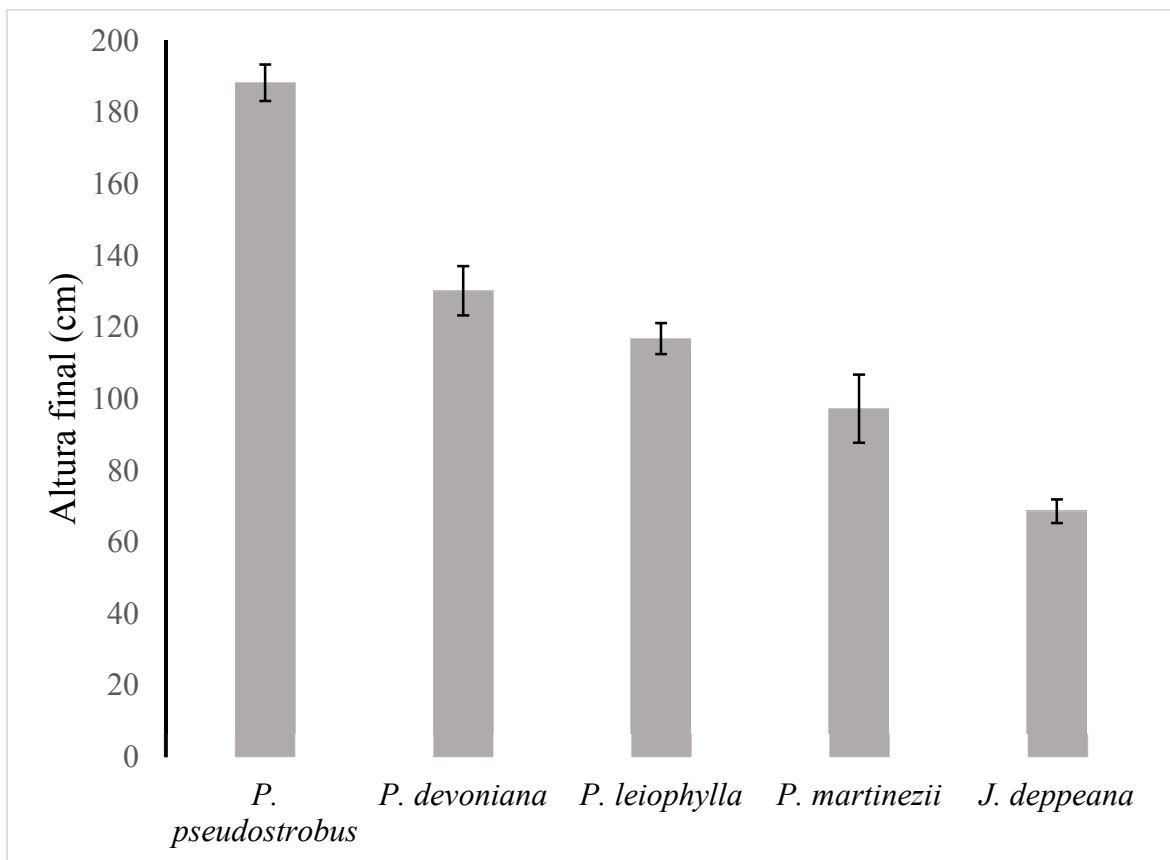
Dos años después de la plantación en campo, *Juniperus deppeana* fue la especie con mejor supervivencia (96.4 %), seguida de *Pinus pseudostrobus* (88.8 %), *P. devoniana* (83.7 %), *P. leiophylla* (81.2%), y con mucho menor supervivencia *P. martinezii* (58.3 %).

El ANOVA indica diferencias significativas entre especies para todas las variables de altura de planta evaluadas ( $P \leq 0.0001$ ), pero no para procedencias dentro de especie ( $P \geq 0.09$ ), ni para la interacción especie x bloque ( $P > 0.49$ ) (Tabla 3).

**Tabla 3.- Análisis de varianza para altura de planta del ensayo de campo de especies y procedencias, Tlalpujahua, Michoacán.**

Fuente de variación	g.l.	ALTURA FINAL		INCREMENTO EN ALTURA		CRECIMIENTO RELATIVO	
		F	P	F	P	F	P
Bloque	6	0.82	0.5617	0.46	0.8311	2.61	0.0339
Especie	4	30.81	0.0001	27.52	0.0001	31.56	0.0001
Procedencia(Esp)	8	1.72	0.0941	1.53	0.1477	1.33	0.2265
Bloque*Especie	21	0.97	0.4978	1.71	0.0295	0.97	0.5021
Error	252						

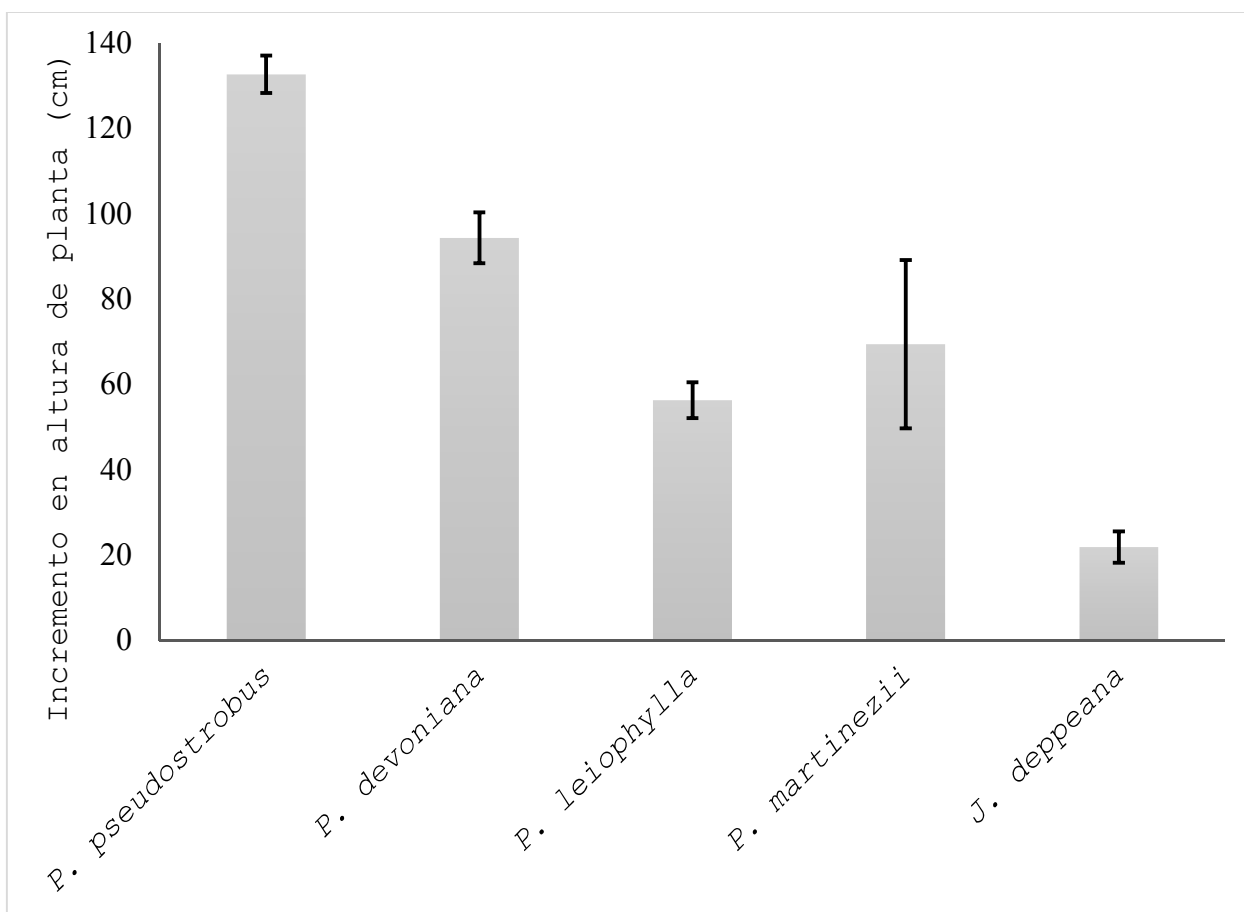
*Pinus pseudostrabus* fue la especie que alcanzó la mayor altura final (188 cm); después *P. devoniana* (130 cm), le siguió *P. leiophylla* (117 cm), *P. martinezii* (97cm), y la especie que menos altura alcanzó fue *Juniperus deppeana* (69 cm). No hubo diferencias significativas entre las procedencias de las especies (Tabla 3).



**Figura 1.-Medias de altura final por especie (17 de noviembre del 2017; dos años después de la plantación en campo) en el experimento en el jal "Los Cedros", Tlalpujahua, Michoacán.**

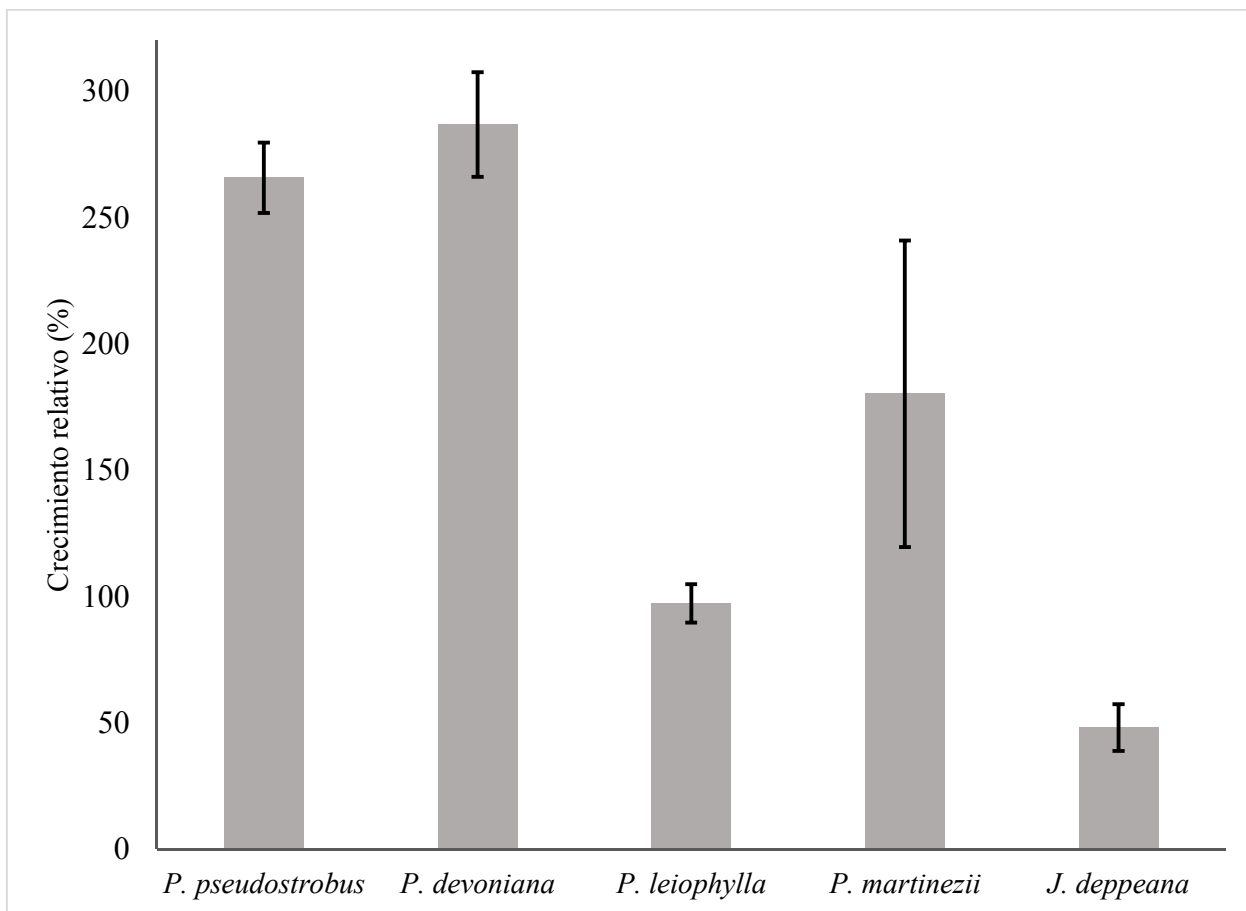
Considerando que las plantas ya tenían alturas diferentes entre especies al momento de plantarse en campo, debido a su edad inicial (18 meses en vivero) y a su potencial de crecimiento diferente en vivero, fue importante realizar el análisis considerando la altura inicial en campo. Por ello se analizó el incremento en altura (diferencia entre altura final menos altura inicial en campo). En el análisis de incremento en altura fue evidente que *P.*

*pseudostrobus* fue la especie que más creció en altura de planta (133 cm de incremento en dos años), le siguió *P. devoniana* (94 cm), *P. martinezii* (69 cm), *P. leiophylla* (56 cm), y la especie con menos incremento en altura fue *J. deppeana* (22 cm).



**Figura 2.- Medias del incremento en altura de planta (Junio 2015 – Noviembre 2017) en el ensayo de campo de especies y procedencias, Talpujahuá, Michoacán.**

El crecimiento relativo (incremento en altura de planta expresado como proporción de la altura inicial) confirman estos resultados: los mejores crecimientos relativos fue de *Pinus pseudostrobus* y el de *P. devoniana* (Figura 3).



**Figura 3 Medias por especie de crecimiento relativo en el jal “Los Cedros” en Tlalpujahua, Michoacán.**

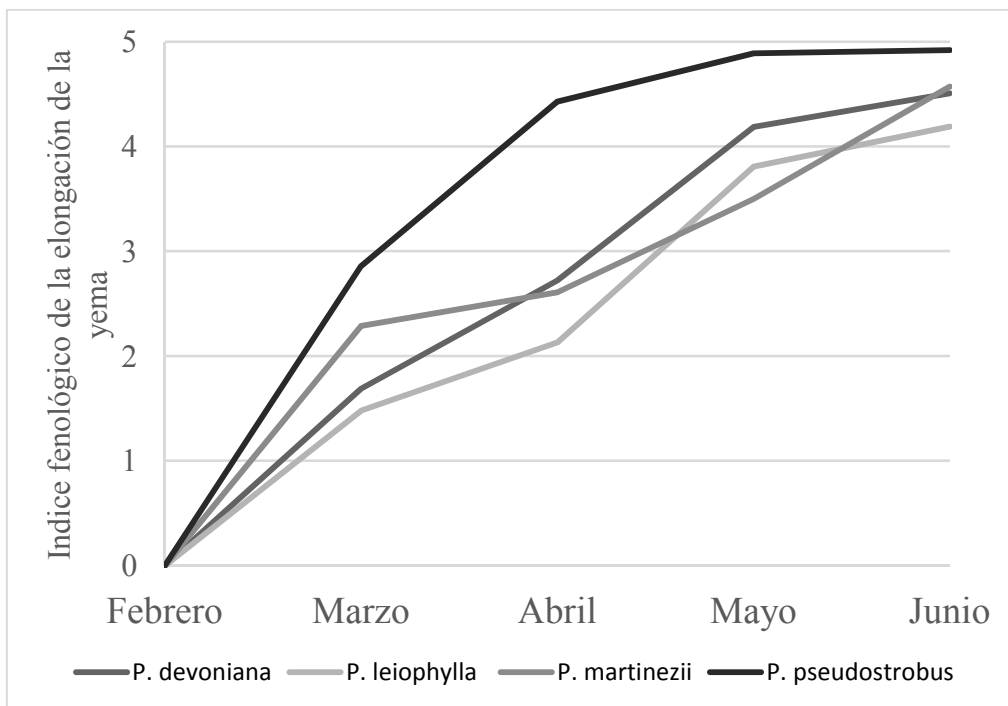
Es importante enfatizar el buen desempeño de *P. devoniana*, aun cuando su plantación implicó una migración altitudinal hacia arriba en promedio de 500 m de altitud en promedio (las procedencias ensayadas se originaron a 2034, 2110 y 2217 msnm de altitud; el sitio de plantación está a 2600 msnm).

En general, las especies de menor crecimiento (*P. leiophylla*, *P. martinezii* y *J. deppeana*) agruparon sus medias en un solo grupo cuando se realizó la prueba múltiple de medias de Tukey (Tabla 4).

**Tabla 4.- Prueba múltiple de medias de Tukey (alfa = 0.05) para variables de crecimiento en altura de planta.**

Altura final			Incremento en altura			Crecimiento relativo		
Media (cm)	Grupo de Tukey	Especie	Media (cm)	Grupo de Tukey	Especie	Media (%)	Grupo de Tukey	Especie
188.4	A	<i>P.pseudostrobus</i>	132.7	A	<i>P. pseudostrobus</i>	286.9	A	<i>P. devoniana</i>
130.2	B	<i>P. devoniana</i>	94.4	AB	<i>P. devoniana</i>	265.8	A	<i>P. pseudostrobus</i>
116.9	BC	<i>P. leiophylla</i>	69.5	B	<i>P. martinezii</i>	180.3	AB	<i>P. martinezii</i>
97.3	BC	<i>P. martinezii</i>	56.3	BC	<i>P. leiophylla</i>	97.3	BC	<i>P. leiophylla</i>
68.8	C	<i>J. deppeana</i>	21.89	C	<i>J. deppeana</i>	48.1	C	<i>J. deppeana</i>

El índice de la fenología en la elongación de la yema indica que *P. pseudostrobus* es la especie que mostró una elongación de yema más precoz (Figura 4) ya que en el mes de abril llega a un estadio casi final de la elongación de la yema, mientras que *P. leiophylla* presenta una elongación de yema más tardía. Las otras tres especies retrasan su elongación de yema hasta mayo. Esto explica en parte el mayor potencial de crecimiento de *P. pseudostrobus*; sin embargo, esto seguramente la hace más vulnerable a las heladas que se llegan a presentarse en los meses de diciembre a febrero (Viveros-Viveros, *et al.*, 2007).



**Figura 4.- Valores promedio por especie del índice de desarrollo fenológico de la elongación de la yema líder durante el año 2016. El índice tiene valores de 1 = yema en dormancia, a 5 = yema totalmente elongada y desarrollada (detalles en la Tabla 2).**

## DISCUSIÓN

La supervivencia fue muy elevada para todas las especies, contrario a lo esperado para ser un suelo de jal. En particular el porcentaje de supervivencia de *J. deppeana* fue muy alto, lo cual indica que esta especie puede mostrar plasticidad fenotípica, soportando suelos degradados, frecuentemente calizos (Martínez 1963). Se esperaba una menor supervivencia de los pinos, ya que el bajo desempeño de las especies vegetales en un suelo degradado es común por la ausencia de la capa superficial del suelo, poca retención de humedad, en algunos casos extrema compactación, escasez de nutrientes esenciales ligada a la ausencia de la capa orgánica (Harris *et al.* 1996), el pH y el alto contenido de metales pesados (Wong *et al.* 1999).

---

*P. devoniana* es la especie que destacó en el desempeño en crecimiento, ya que fue la especie que más se migró altitudinalmente hacia arriba (en promedio 500 m de diferencia altitudinal, desde su origen al sitio de plantación). Esto indica que tiene buena capacidad adaptativa, y es consistente con resultados previos de migración asistida (Castellanos-Acuña *et al.*, 2015) y ensayos en sitios severamente degradados (Gómez-Romero *et al.*, 2013). Una migración asistida de 300 m altitudinalmente hacia arriba, sería suficiente para compensar el cambio climático proyectado para la década centrada en el año 2030 (Sáenz-Romero *et al.* 2010), por lo que la adaptabilidad de esta especie a un movimiento altitudinal de 500 m, permite una adaptabilidad más allá de esa década.

Si bien algunos autores reportan a *P. leiophylla* como una especie con un alto potencial para resistir suelos degradados, con la capacidad de adaptarse a diferentes ambientes y tolerancia a condiciones de estrés tales como sequía, suelos salinos, y elevadas temperaturas (Rodríguez-Franco, C. 2002; Blanco-García y Lindig-Cisneros, 2005; Gómez-Romero *et al.* 2012; 2013; 2015; Jiménez-Casas y Zwiazek, 2014), en este estudio fue la especie con la segunda menor supervivencia y un crecimiento intermedio.

La precocidad de la elongación de la yema líder de *P. pseudostrobus*, si bien le confiere mayor capacidad de crecimiento, lo hace susceptible al daño por heladas tempranas. Esto ha sido demostrado por Viveros-Viveros *et al.* (2005; 2007), cuyos resultados ponen en evidencia que la elongación temprana de la yema de *P. pseudostrobus* hace a esta especie más susceptible al daño por heladas, en comparación con *P. montezumae* y *P. hartwegii*.

---

En el caso de *P. martinezii*, a pesar de que Dutta y Agrawal (2003; 2005) ensayaron esta especie en suelos mineros con fines de restauración con cierto éxito, en el ensayo realizado en este estudio fue la especie con menor supervivencia.

### CONCLUSIONES

Las mejores especies para la revegetación del jal minero estudiado en Tlalpujahuá, Michoacán, fueron: (a) *P. pseudostrobus* por su rápido crecimiento, (b) *P. devoniana* por su buen desempeño en crecimiento y supervivencia y adaptabilidad a una migración asistida altitudinal, hacia arriba, de 500 m de diferencia altitudinal (lo que compensaría el cambio climático proyectado para el año 2030) y (c) *J. deppeana* por mostrar la mejor supervivencia, aunque el menor crecimiento.

### BIBLIOGRAFÍA

- Allen C. D., A. K. Macalady, H. Chenchouni, D. Bachelet, N. McDowell, M. Vennetier, N. Cobb, 2010. A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *Forest Ecology and Management* 259: 660–684
- Allen C. D., D. D. Breshears, and N. G. McDowell. 2015. On underestimation of global vulnerability to tree mortality and forest die-off from hotter drought in the Anthropocene. *Ecosphere* 6:129.
- Blanco-García A., and R. Lindig-Cisneros. 2005. Incorporating Restoration in Sustainable Forestry Management: Using Pine-Bark Mulch to Improve Native Species

- Establishment on Tephra Deposits. *Restoration Ecology* 13:703–709.
- Bradshaw A. 1993. Understanding the fundamentals of succession. In Miles, J. and Walton, D. H. (eds), *Primary Succession on Land*. Blackwell Publishing, Oxford UK.
- Bradshaw A. 1997. Restoration of mined lands—using natural processes. *Ecological Engineering* 8:255–269.
- Bradshaw A. D. 1984. Ecological principles and land reclamation practice 11:35–48.
- Castellanos-Acuña D., R. Lindig-Cisneros, and C. Sáenz-Romero. 2015. Altitudinal assisted migration of Mexican pines as an adaptation to climate change. *Ecosphere*, 6: 1-16.
- Corona-Chávez P., A. J. Uribe-Salas, N. Razo-Pérez, y M. Martínez-Medina. 2010. The impact of mining in the regional ecosystem: the mining district of El Oro and Tlalpujahua, México. *De Re Metallica* 15:21–34.
- Dutta R. K., and M. Agrawal. 2003. Restoration of opencast coal mine spoil by planting exotic tree species: a case study in dry tropical region. *Ecological Engineering* 21: 143–151.
- Dutta R.K., and M. Agrawal. 2005. Development of ground vegetation under exotic tree plantations on restored coal mine spoil land in a dry tropical region of India *J. Environ. Biol.* 26 :45-652
- Granados D., and G. F. López-Ríos. 2001. Declinación forestal. *Revista Chapingo, serie Ciencias Forestales y del Ambiente.*7:5–13.
- Gómez-Romero M., J. C. Soto-Correa, J. A. Blanco-García, C. Sáenz-Romero, J. Villegas, and R. Lindig-Cisneros. 2012. Testing of pine species for restoration of degraded sites. *Agrociencia (Montecillo)* 46:795-807.

- Gómez-Romero M., E. De La Barrera, J. Villegas, R. Lindig-Cisneros. 2013. Fertilization and association with pioneer herbaceous species on the performance of *Pinus pseudostrobus*. *Phyton (Buenos Aires)* 82:135-143.
- Gómez-Romero M., R. Lindig-Cisneros, C. Sáenz-Romero, J. Villegas. 2015. Effect of inoculation and fertilization with phosphorus in the survival and growth of *Pinus pseudostrobus*, in eroded acrisols. *Ecological Engineering* 82:400-403.
- Hamann A., D. R. Roberts, Q. E. Barber, C. Carroll, and S.E. Nielsen. 2015. Velocity of climate change algorithms for guiding conservation and management. *Global Change Biology* 21:997–1004.
- Harris J.A., and J.P. Birch. 1996. *PalmerLand Restoration and Reclamation. Principles and Practice*. Longman, London.
- Jach M.E., and R. Ceulemans 1999. Effects of elevated atmospheric CO<sub>2</sub> on phenology, growth and crown structure of Scots pine (*Pinus sylvestris*) seedlings after two years of exposure in field. *Tree Physiol.* 19:289–300.
- Jimenez-Casas M., and J.J. Zwiazek. 2014. Adventitious sprouting of *Pinus leiophylla* in response to salt stress *Annals of Forest Science* 71: 811-819.
- Jonsson A., G. Eriksson, and A. Franzen. 1986. Within-population variation in frost damage in *Pinus contorta* Dougl. seedlings after simulated autumn or late-winter conditions. *Silvae Genet.* 35:96–102.
- McLachlan J. S., J. J. Hellmann and M. W. Schwartz. 2007. A framework for debate of assisted migration in an era of climate change. *Conservation Biology*, 21: 297–302.
- Ledig F.T., G. E. Rehfeldt, C. Sáenz-Romero, C. and Flores-López. 2010. Projections of suitable habitat for rare species under global warming scenarios. *American Journal of Botany*, 97:970–987.

- Mátyás C. 2010. Forecasts needed for retreating forests. *Nature* 464:1271.
- Miranda F. 1947. Estudios sobre la vegetación de México. V. Rasgos de la vegetación en la Cuenca del Río de las Balsas. *Rev. Soc. Mex. Hist. Nat.* 8: 95-114.
- Osuna-Vallejo V., C. Sáenz-Romero, J. Villegas, and R. Lindig-Cisneros. 2017. Species and provenance trial conducted for selection of conifers to be used in the restoration of mine dumps. *Ecological Engineering* 105:15–20
- Osuna-Vallejo V., R. Lindig-Cisneros, C. Sáenz-Romero y A. Blanco-García. 2017. Trayectorias de la vegetación en un sitio con actividad minera y el bosque circundante en Tlalpujahua de Rayón, Michoacán. Artículo sometido.
- Pérez-Gil F. 1885. Primer inventario de los bosques y montes de Michoacán 1885. Colección de documentos para la historia del medio ambiente del estado de Michoacán; Serie Fuentes para la historia ambiental de Michoacán. Edición facsimilar.
- Rehfeldt G.E. 1983. Adaptation of *Pinus contorta* populations to heterogeneous environments in northern Idaho. *Can. J. For. Res.* 13:405–411.
- Rehfeldt G.E., 1985. Ecological genetics of *Pinus contorta* in the Wasatch and Uinta Mountains of Utah. *Can. J. For. Res.* 15:524–530.
- Rehfeldt G. E. 1988. Ecological genetics of *Pinus contorta* from the Rocky Mountains (USA): a synthesis. *Silvae Genetics* 37:131-135
- Rehfeldt G. E., D. E. Ferguson, and N. L. Crookston. 2009. Aspen, climate and sudden decline in western USA. *Forest Ecology and Management* 258:2353–2364.
- Rehfeldt G.E., L.P. Leites, D.G. Joyce, and A.R. Weiskittel. 2017. Role of population genetics in guiding ecological responses to climate. *Glob Change Biol.* 00:1–11.
- Rodríguez-Franco C. 2002. *Pinus leiophylla* Schtdl. & Cham. In: CAB international (ed) Pines of silvicultural importance. CABI publishing, Wallingford, pp 202–205

- Rzedowski J. 1972. Contribuciones a la fitogeografía florística e histórica de México. II. Afinidades geográficas de la flora fanerogámica de diferentes regiones de la República Mexicana. An. Esc. Nac. Cienc. Biol. Méx. 19: 45-48.
- Sáenz-Romero C., G.E. Rehfeldt, N.L. Crookston., D. Pierre,R. St-Amant, J. Beaulieu, and B. Richardson. 2010. Spline models of contemporary, 2030, 2060 and 2090 climates for Mexico and their use in understanding climate-plant impacts on vegetation. Climatic Change 102: 595-623.
- Sáenz-Romero C., R. Lindig-Cisneros, D.G. Joyce, J. Beaulieu, J.B. St-Clair, and B.C. Jaquish 2016. Assisted migration of forest populations for adapting trees to climate change. Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente 22: 303 – 323.
- SAS Institute. 2004. SAS/STAT guide for personal computers. Versión 9.1. SAS Institute, Cary, North Carolina, USA.
- Stojiljkovic E., M. Grozdanovic, and M. Dobrivoje. 2014. Impact of the underground coal mining on the environment. Acta Montanistica Slovaca Ročník 19:6-14.
- Viveros-Viveros H., C. Sáenz-Romero, J. López-Upton and J.J. Vargas-Hernández. 2005. Altitudinal genetic variation in plant growth of *Pinus pseudostrobus* Lindl. in field testing. Agrociencia 39:575–587.
- Viveros-Viveros H., C. Sáenz-Romero, J. López-Upton, and J. Vargas-Hernández. 2007. Growth and frost damage variation among *Pinus pseudostrobus*, *P. montezumae* and *P. hartwegii* tested in Michoacán, México. Forest Ecology and Management 253: 81–88.

---

Wong M.H., C.Y. Lan, Gao, and H.M. Chen. 1999. Current approaches to managing and remediating metal contaminated soils in China. In: Proc. 5th Int. Conf. Biogeochem. Trace Elements, Vienna, Austria, July 1999

Zobel, B. y J. Talbert. 1988. Técnicas de Mejoramiento Genético de Árboles Forestales. Primera Edición. North Carolina State University. Editorial Limusa. México. 545 p.

## DISCUSION

El objetivo principal de la restauración en zonas mineras con especies arbóreas es el establecimiento a largo plazo de un ecosistema sustentable (Asensio *et al.*, 2011, 2013, 2014); es por ello que los experimentos que se realizaron fueron con especies de coníferas nativas (Pietrzykowski *et al.*, 2010, 2014, Prober *et al.*, 2015). El éxito del establecimiento de especies arbóreas depende de su capacidad adaptativa a suelos mineros recién formados, que están caracterizados por elevadas concentraciones de químicos que alteran los ciclos biogeoquímicos, que incluso pueden ser tóxicos y propiedades físicas adversas. Adicionalmente, el cambio climático impone una variabilidad ambiental que puede inducir severo estrés hídrico, causando eventualmente una declinación forestal (Allen *et al.*, 2010). Por otro lado, ya ha sido comprobado que algunas especies de pinos son adaptables a este tipo de sustratos (Anawar *et al.*, 2013; Piekarska-stachowiak *et al.*, 2014; Pietsch, 1996; Zipper *et al.*, 2011).

Los estudios y las descripciones de la vegetación de sitios degradados por minería nos da un panorama del proceso sucesional, así como de los servicios recuperados que se dieron o se están obteniendo en la zona que fue impactada por la actividad antrópica, por lo que es importante estimar el progreso de esta recuperación natural (Moreno-Mateos *et al.*, 2017). Esto permite hacer recomendaciones para acelerar los procesos de revegetación, lo cual es de gran relevancia considerando que en las últimas décadas, tanto en México como en el mundo, la actividad minera ha ido en aumento.

En el capítulo I se abordó el tema de esta recuperación en la zona de Tlalpujahua. Se observó una modificación en la composición vegetal en los residuos mineros, misma que nos sugiere una trayectoria de sucesión alterna (Bradshaw, 1984; 1996; 2000). Las condiciones del suelo

producto de la actividad minera dificultan la asimilación de nutrientes por parte de las plantas y la actividad de los microorganismos, aunque se puede esperar que a medida que pasa el tiempo, la vegetación que logra establecerse mejora las condiciones del suelo mediante la aportación de materia orgánica, particularmente la aireación y la capacidad de retención de agua (Ramos-Arroyo y Siebe-Grabach, 2006; Rai & Shrivastva , 2011; Gzik *et al.*, 2003 ). La composición de la vegetación comparada entre el jal abandonado y el bosque natural adyacente, difirió en que la especie dominante en el residuo minero fue *Juniperus deppeana*, que en la literatura se describe como una especie altamente resiliente, que puede tolerar suelos alcalinos y estrés por sequía (Batis *et al.*, 1999, CONABIO, 2009). En contraste, en el remanente del bosque, la especie dominante fue *Quercus rugosa*, una especie característica de los bosques templados de pino-encino de México (Rzedowski, 2006). En términos de diversidad, todos los índices mostraron que la vegetación que se estableció en el jal es más pobre que en el remanente del bosque. La diversidad forestal, y la riqueza específica se pueden considerar baja para el sitio de residuos mineros y mediana para el bosque (Simpson, 1949; Condit *et al.*, 1996; Krebs, 1999; Gove *et al.*, 1994; Ludwig y Reynolds, 1988; Pielou, 1977).

La recuperación de la vegetación en el jal, que fue abandonada hace más de 60 años, ha permitido que el sitio alcance una riqueza de especies de arbustos (pero no arbórea) similar a la del remanente del bosque. Sin embargo, la identidad de la especie arbustiva dominante difiere entre jal y el bosque remanente, lo que sugiere que la sucesión de los residuos mineros sigue una trayectoria diferente a la del bosque natural. Se han propuesto trayectorias alternativas para los procesos de recuperación como consecuencia de la gravedad del impacto de las actividades humanas (Bradshaw, 1984; Hobbs y Harris, 2001) lo que se han

documentado para sitios de minas en otros lugares (Hodacova y Prach, 2003). En general, las especies arbustivas presentes en los residuos mineros son características de sitios alterados y comunidades sucesionales tempranas bajo una sucesión secundaria natural. El hecho de que el dosel arbóreo de los residuos mineros esté dominado por una única especie altamente resiliente, *Juniperus deppeana*, también indica que las condiciones ambientales del jal impiden que se establezcan de manera normal especies de sucesión tardía, tales como otras coníferas locales (por ejemplo, *Pinus pseudostrobus*), lo que conduce a un proceso de revegetación irregular característica de los paisajes de la mina (Game *et al.*, 1982). Las barreras ambientales para el establecimiento de especies de árboles son más difíciles de superar que aquellas para el establecimiento de especies de arbustos (Schimpf *et al.*, 1980); esto explicaría la similitud del estrato arbóreo en contraste con la disparidad en el estrato arbóreo, cuando se compara el jal con el bosque remanente adyacente. Es importante notar que la prevalencia de *Q. rugosa* en el estrato arbóreo del bosque adyacente, sugiere que el remanente del bosque también sufrió eventos de perturbación en el pasado reciente, porque esta es una especie característica de las etapas sucesionales intermedias en la región (Rzedowski y Rzedowski, 2005; Batis *et al.*, 1999; CONABIO, 2009).

La vegetación tiene 60 años de recuperación sin influencia antrópica para llegar al nivel observado, considerando que no hubo una acción humana importante para facilitar la revegetación, lo cual concuerda con estudios sobre las revegetaciones en este tipo de disturbios (Rocha-Nicoleite *et al.*, 2013, 2017) y que aún ahora, 60 años después del abandono, no se consigue reducir por completo el impacto de los residuos mineros y así obtener los servicios ecosistémicos de esperarse en un bosque natural en la zona de Tlalpujahua.

El reto es la elección de especies que se adecuen a los suelos mineros para establecer diferentes especies y lograr una diversidad significativa en el bosque a largo plazo, pero acelerando estos procesos sucesionales. Esto se exploró en el capítulo II, con el ensayo de especies y procedencias en un mesocosmos con dos tipos de sustrato: jal y proxy de suelo forestal. En este experimento se encontró que las especies de *J. deppeana* y *P. martinezii* tuvieron un buen crecimiento en ambos sustratos; o más precisamente, estas dos especies fueron las menos afectadas por el estrés inducido por el sustrato minero; esta conclusión se deriva de que esas dos especies tienen la reducción más baja en el crecimiento de la mina en comparación con el sustrato de control. Esto en coincidencia con los resultados encontrados por diferentes autores (Zipper *et al.*, 2011; Pietsch, 1996; Anawar *et al.*, 2013; Franklin *et al.*, 2012) . Si bien el capítulo II sugiere a *J. deppeana* y *P. martinezii* como las especies menos afectadas por el sustrato minero, los resultados en el experimento montado en campo en el capítulo III indican un resultado pobre para *P. martinezii*. Por lo tanto, estas dos especies, pero particularmente la primera, parecen mostrar una mayor resistencia al sustrato, lo que explicaría la abundancia natural de *J. deppeana* en los jales revegetados de manera natural y que también esta especie es tolerante a los suelos pobres y la sequía (Batis *et al.*, 1999; Puga *et al.*, 2006). Para la mayoría de las especies de plantas, las raíces prosperan sólo en condiciones favorables de aire, agua, minerales y humedad (Spurr y Barnes, 1980; Högberg *et al.*, 2006). Por lo tanto, un sustrato que no proporciona estas condiciones dificulta el crecimiento de la raíz. Una evidencia de lo anterior es que en el experimento de mesocosmos, se observó como la raíces, particularmente en el caso de *P. pseudostrobus*, prosperaron en condiciones favorables (en el sustrato proxy de suelo forestal contenía una buena disposición de nutriente, humedad, buena aireación, etc.) por lo que la diferencia en la

---

biomasa de la raíz entre los desechos de minas y el proxy de suelo forestal fue del 65% (Coutts, 1983; Bradshaw, 1997; Pulford y Watson, 2003; Lambers *et al.*, 2008).

En el capítulo III (ensayo de especies y procedencias en campo), la supervivencia fue muy elevada para todas las especies, destacando supervivencia de *J. deppiana* con el porcentaje más alto, lo cual indica que esta especie puede mostrar plasticidad fenotípica, soportando suelos degradados, frecuentemente calizos (Martínez, 1963). Se esperaba una menor supervivencia de los pinos, ya que el bajo desempeño de las especies vegetales en un suelo degradado es común por la ausencia de la capa superficial del suelo; sin embargo, la literatura reporta el uso de especies de *Pinus* con tolerancia a este tipo de suelos, que obtienen en algunos casos buen desempeño en cuanto a crecimiento (Anawar *et al.*, 2013; Hüttl & Weber, 2001; Petrova, 2006; Zhao *et al.*, 2015), aún con poca retención de humedad, en algunos casos extrema compactación y escasez de nutrientes (Harris *et al.*, 1996), y alto contenido de metales pesados (Wong *et al.*, 1999; Gzik *et al.*, 2003; Harmanescu *et al.*, 2011; Johnson & Putwain, 1981; Song *et al.*, 2014)).

*P. devoniana* es la especie que destacó en el desempeño en crecimiento en campo, y fue la especie que más se migró altitudinalmente hacia arriba (en promedio 500 m de diferencia altitudinal, desde su origen al sitio de plantación). Esto indica que tiene buena capacidad adaptativa, y es consistente con resultados previos de migración asistida (Castellanos-Acuña *et al.*, 2015) y en ensayos de especies en sitios severamente degradados (Gómez-Romero *et al.*, 2013). Una migración asistida de 300 m altitudinalmente hacia arriba, sería suficiente para compensar el cambio climático proyectado para la década centrada en el año 2030 (Sáenz-Romero *et al.*, 2010; Ortiz-Bibian *et al.*, 2017), por lo que la

---

adaptabilidad de esta especie a un movimiento altitudinal de 500 m, permite una adaptabilidad más allá de esa década.

Algunos autores reportan a *P. leiophylla* como una especie con un alto potencial para resistir suelos degradados, con la capacidad de adaptarse a diferentes ambientes y tolerancia a condiciones de estrés tales como sequía, suelos salinos, y elevadas temperaturas (Rodríguez-Franco, 2002; Blanco-García y Lindig-Cisneros, 2005; Gómez-Romero *et al.*, 2012; 2013; 2015; Jiménez-Casas y Zwiasek, 2014), en este estudio fue la especie con la segunda menor supervivencia y un crecimiento intermedio, pero se observó una alta susceptibilidad a las plagas, que fue uno de los factores que indujeron mortandad.

La precocidad de la elongación de la yema líder de *P. pseudostrobus*, si bien le confiere mayor capacidad de crecimiento, lo hace susceptible al daño por heladas tempranas. Esto ha sido demostrado por Viveros-Viveros *et al.* (2005; 2007), cuyos resultados ponen en evidencia que la elongación temprana de la yema de *P. pseudostrobus* hace a esta especie más susceptible al daño por heladas, en comparación con *P. montezumae* y *P. hartwegii*.

---

## CONCLUSION

Con base en la evidencia observada en el capítulo uno (caracterización de la vegetación de jales abandonados comparados con bosque natural remanente adyacente), se observa que la vegetación del sitio de jal presenta una elevada perturbación, y está siguiendo una trayectoria alternativa de recuperación, que ha requerido más de 60 años en revegetarse de manera natural y que la vegetación aun no logra la misma cobertura ni brinda los servicios que en el remanente de bosque adyacente. En el área de estudio, si se desea una composición de la cobertura vegetal equivalente a la de los bosques naturales cercanos, los esfuerzos de rehabilitación deben apuntar a favorecer el establecimiento de especies vegetales capaces de modificar las condiciones del sustrato. Se debe contemplar seleccionar las procedencias de las especies nativas deseadas más resistentes a las condiciones alteradas del suelo. El suelo de residuos mineros presenta barreras para el establecimiento que resultan difícil de superar, particularmente para especies del estrato arbóreo.

Considerando lo anterior, y con los resultados obtenidos en los experimentos del capítulo dos (ensayos de mesocosmos con sustrato de jal y proxy de sustrato forestal), se muestra que las especies más resistentes al sustrato minero fueron *J. deppeana* y *P. martinezii*, por mostrar la mayor tolerancia a este sustrato.

En el capítulo tres (ensayo de especies y procedencias en campo) se concluye que para la restauración de jales mineros en la región de Tlalpujahua, Michoacán, las mejores especies fueron: (a) *P. pseudostrobus* por su rápido crecimiento, (b) *P. devoniana* por su buen desempeño en crecimiento, supervivencia y adaptabilidad a una migración asistida altitudinal, hacia arriba, de 500 m de diferencia altitudinal (lo que compensaría el cambio

---

climático proyectado para el año 2030) y (c) *J. deppeana* por mostrar la mejor supervivencia, aunque el menor crecimiento.

Como conclusión general, se tiene evidencia de que para acelerar los procesos de sucesión secundaria en los sitios degradados por actividad minera en la región de Tlalpujahua, Michoacán, considerando cambio climático y las trayectorias de sucesión de la vegetación, se recomienda rehabilitar la zona con *Juniperus deppeana*, *P. devoniana* y *Pinus pseudostrabus*, en ese orden de importancia.

## Bibliografía

- Allen C. D., A. K. Macalady, H. Chenchouni, D. Bachelet, N. McDowell, M. Vennetier, N. Cobb, 2010. A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *Forest Ecology and Management* 259: 660–684
- Alloway B.J. 2012. Sources of Heavy Metals and Metalloids in Soils. In: Alloway B. (eds) *Heavy Metals in Soils. Environmental Pollution*, vol 22. Springer, Dordrecht
- Anawar, H. M., Canha, N., Santa-Regina, I., & Freitas, M. C. 2013. Adaptation, tolerance, and evolution of plant species in a pyrite mine in response to contamination level and properties of mine tailings: Sustainable rehabilitation. *Journal of Soils and Sediments*, 13(4), 730–741. <https://doi.org/10.1007/s11368-012-0641-7>
- Asensio, V., Vega, F.A., Andrade, L., & Covelo, E. F. 2011. Tree vegetation to improve physico-chemical properties in bare mine soils. *Fresenius Environmental Bulletin*, 20(12a), 3295–3303.
- Asensio, V., Vega, F. A., Andrade, M. L., & Covelo, E. F. 2013. Tree vegetation and waste amendments to improve the physical condition of copper mine soils. *Chemosphere*, 90(2), 603–610. doi:10.1016/j.chemosphere.2012.08.050.
- Asensio, V., Vega, F. A., & Covelo E. F. 2014. Changes in the phytoavailability of nutrients in mine soils after planting trees and Amending with wastes. *water Air Soil Pollut* 255:1995.
- Astudillo-Sánchez, Claudia C.; Villanueva-Díaz, José; Endara-Agramont, Angel R.; NavaBernal, Gabino E.; Gómez-Albores, Miguel Á. 2017. Influencia climática en el reclutamiento de *Pinus hartwegii* Lindl. del ecotono bosque-pastizal alpino en monte Tlálloc, México *Agrociencia*, vol. 51: 105-118.
- Banásová V., O. Horak, M. Čiamporová, M. Nadubinská, I. Lichtscheidl, 2006. The vegetation of metalliferous and non-metalliferous grasslands in two former mine regions in Central Slovakia. *Biologia* Vol. 61(4):433–439. DOI: 10.2478/s11756-006-0073-1

- Batis, A, Alcocer MI, Gual M, Sánchez C, Vázquez-Yáñez C. 1999. Árboles y Arbustos Nativos Potencialmente Valiosas para la Restauración Ecológica y la Reforestación. Instituto de Ecología, UNAM - CONABIO. proyecto J-084 – CONABIO. [http://www.conabio.gob.mx/conocimiento/info\\_especies/arboles/doctos/inicio.pdf](http://www.conabio.gob.mx/conocimiento/info_especies/arboles/doctos/inicio.pdf)
- Blanco-García A, Lindig-Cisneros RA. 2005. Incorporating Restoration in Sustainable Forestry Management: Using Pine-Bark Mulch to Improve Native Species Establishment on Tephra Deposits. DOI: 10.1111/j.1526-100X.2005.00089.x
- Bradshaw AD. 1984. Ecological principles and land reclamation practice. Landscape Plan, 11:35-48 Elsevier Science Publishers B.V.Amsterdam - Printed in The Netherlands.
- Bradshaw A. D. 1996. Underlying principles of restoration. Canadian journal of fisheries and Aquatic Science, 53 (Suppl. 1),3-1
- Bradshaw A. D. 1997. Restoration of mined land- Using natural processes. Ecol. Ing. 8(4): 255-269.
- Bradshaw, A., 2000. The use of natural processes in reclamation — advantages and difficulties. Landsc. Urban Plann. 51, 89–100
- Castellanos-Acuña D., R. Lindig-Cisneros, and C. Sáenz-Romero. 2015. Altitudinal assisted migration of Mexican pines as an adaptation to climate change. Ecosphere, 6: 1-16.
- Castellanos-Acuña D, Vance-Borland KW, St. Clair JB, Hamann A, López-Upton J, Gómez-Pineda E, Ortega-Rodríguez JM, Sáenz-Romero C. 2017. Climate-based seed zones for Mexico: guiding reforestation under observed and projected climate change. New Forests <https://doi.org/10.1007/s11056-017-9620-6>
- Condit, R, Hubbell SP, Lafrankie JV, Sukumar R, Manokaran N, Foster RB, Ashton PS. 1996. Species-area y species-individual relationships for tropical trees: a comparison of three 50-ha plots. J Ecol 84: 549-562.
- Conesa H. M., Faz A. 2011. Metal Uptake by Spontaneous Vegetation in Acidic Mine Tailings from a Semiarid Area in South Spain: Implications for Revegetation and Lead Management. Water Air and Soil Pollution 215(1):221-227.DOI10.1007/s11270-010-0471-4

- Conesa H. M., B. H. Robinson, R. Schulin, B. Nowack. 2007. Growth of *Lygeum spartum* in acid mine tailings: response of plants development from seedling, rhizomes and at field conditions. *Environmental Pollution* 145(3):700-7. DOI10.1016/j.envpol.2006.06.002
- Comisión nacional para el conocimiento y uso de la biodiversidad (CONABIO). 2009. Catálogo taxonómico de especies de México. 1. In Capital Nat. México. CONABIO, México City
- Coutts M. P. 1983. Root architecture and tree stability. *Plant and Soil* 71, 171-188.
- Game M, Carrel JE, Hotrabhavandra T. 1982. Patch Dynamics of Plant Succession on Abandoned Surface Coal Mines: A Case History Approach. *J Ecol.*
- Gómez-Romero M., J. C. Soto-Correa, J. A. Blanco-García, C. Sáenz-Romero, J. Villegas, and R. Lindig-Cisneros. 2012. Testing of pine species for restoration of degraded sites. *Agrociencia (Montecillo)* 46:795-807.
- Gómez-Romero M., E. De La Barrera, J. Villegas, R. Lindig-Cisneros. 2013. Fertilization and association with pioneer herbaceous species on the performance of *Pinus pseudostrobus*. [Phyton \(Buenos Aires\)](#)82:135-143.
- Gómez-Romero M., R. Lindig-Cisneros, C. Sáenz-Romero, J. Villegas. 2015. Effect of inoculation and fertilization with phosphorus in the survival and growth of *Pinus pseudostrobus*, in eroded acrisols. *Ecological Engineering* 82:400-403.
- Franklin, J. A., Zipper, C. E., Burger, J. A., Skousen, J. G., & Jacobs, D. F. (2012). Influence of herbaceous ground cover on forest restoration of eastern US coal surface mines, 905–924. <https://doi.org/10.1007/s11056-012-9342-8>
- Gove, JH, Patil GP, Swindel BF, Taille C. 1994. Ecological diversity and Forest management. *Handbook of statistics*, 12. eds G. P. Patil and C. R. Rao, Elsevier Science B.
- Gzik, A., Kuehling, M., Schneider, I., & Tschochner, B. 2003. Heavy Metal Contamination of Soils in a Mining Area in South Africa and its Impact on Some Biotic Systems, 3(1), 29–34.
- Harris, J. A., P. Birch, Palmer J. P. 1996. Land restoration and reclamation: Principles and practice. [Addison Wesley Longman Ltd.](#) UK. 230 pp

- Harmanescu, M., Alda, L. M., Bordean, D. M., Gogoasa, I., & Gergen, I. 2011. Heavy metals health risk assessment for population via consumption of vegetables grown in old mining area; a case study: Banat County, Romania. *Chemistry Central Journal* 20115:64 <https://doi.org/10.1186/1752-153X-5-64>
- Hobbs RJ , Harris JA. 2001. Restoration Ecology: Repairing the Earth's Ecosystems in the New Millennium. *Rest Ecol.* [9\(2\)](https://doi.org/10.1007/s13595-014-0379-z):239–246
- Hodacová D, & Prach K. 2003. Spoil Heaps From Brown Coal Mining: Technical Reclamation Versus Spontaneous Reveg. *Rest Ecol.* 11(3):385–39.
- Hogberg, P., Fan, H., Quist, M., Binkley, D., & Tamm, C. O. 2006. Tree growth and soil acidification in response to 30 years of experimental nitrogen loading on boreal forest. *Global Change Biology*, 12(3), 489–499. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01102.x>
- Hüttl R F, & Weber E. 2001. Forest ecosystem development in post-mining landscapes: a case study of the Lusatian lignite district. *Naturwissenschaften.* 88(8) :322-329.
- Jiménez-Casas M. & J.J. Zwiazek. 2014. Adventitious sprouting of *Pinus leiophylla* in response to salt stress. *Annals of Forest Science.* Vol 71(7):811–819. DOI 10.1007/s13595-014-0379-z
- Johnson, M. S., & Putwain, P. D. 1981. Restoration of native biotic communities on Land Disturbed by Metalliferous Mining. *Minerals and the Environment*, 3(18), 67. <https://doi.org/10.1007/BF02098889>
- Krebs C. 1999. *Ecological Methodology*, 2da. Edition, Adison Wesley, London.
- Lambers H., J. A. Raven, G. R. Shaver and S. E. Smith. 2008. Plant nutrient-acquisition strategies change with soil age. *Trends in Ecology & Evolution* Vol. 23 2:95-103. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2007.10.008>
- [López D. M. 2012. Influencia de la heterogeneidad edáfica y de la topografía en la composición de especies vegetales sobre escombreras mineras de carbón del norte de España. Tesis maestría.](#)

[Ludwig J. A., and J. F. Reynolds. 1988. Statistical Ecology. John Wiley and Sons. USA.](#)

[Macdonald S. E., S. M. Landhäusser, J. Skousen, J. Franklin, J. Frouz, S. Hall, D. F. Jacobs, S. Quideau. 2015 Forest restoration following surface mining disturbance: challenges and solutions. New Forests. Vol 46\(5-6\):703–732](#)

Martínez, M. 1963. Las Pináceas Mexicanas. Third edition. Ciudad Universitaria, Mexico: Universidad Nacional Autónoma de México. Mirov, N.T. 1956.

Martínez-Trinidad S., G. Hernández-Silva, J. Martínez-Reyes, G. Solorio-Munguía, S. Solís-Valdez, M. E. Ramírez-Islas, R. García-Martínez. 2013. Total mercury in terrestrial systems (air-soil-plant-water) at the mining region of San Joaquín, Queretaro, Mexico. Geofísica Internacional. Vol 52 (1):43-58 [https://doi.org/10.1016/S0016-7169\(13\)71461-2](https://doi.org/10.1016/S0016-7169(13)71461-2)

Moreno-Mateos D., E. B. Barbier, P. C. Jones, H. P. Jones, J. Aronson, J. A. López-López, M. L. McCrackin, P. Meli, D. Montoya, & J. M. Rey-Benayas. 2017. Anthropogenic ecosystem disturbance and the recovery debt. Nature Communications 8:14163. DOI: 10.1038/ncomms14163 | w.

Ortiz-Bibian, M. A., Blanco-García, A., Lindig-Cisneros, R. A., Gómez-Romero, M. Castellanos-Acuña, D., Herrerías-Diego, Y., Sánchez-Vargas, N. M., Sáenz-Romero, C. 2017. Genetic variation in *Abies religiosa* for quantitative traits and delineation of elevational and climatic zoning for maintaining Monarch Butterfly overwintering sites in Mexico, considering climatic change. Silvae Genetica 66(xx):xx-xx. DOI:10.1515/sg-2017-0003

Patova E. N., E. E. Kulyugina, and S. V. Deneva. 2016. Processes of Natural Soil and Vegetation Recovery on a Worked-out Open Pit Coal Mine (Bol'shezemel'skaya Tundra). Russian Journal of Ecology. Vol. 47:228-233 DOI: 10.1134/S1067413616020119

Pielou EC. 1977. The Latitudinal Spans of Seaweed Species and Their Patterns of Overlap. *J Biogeogr.* 4(4): 299-311.

- Petrova R. (2006) Accumulation of natural radionuclides in wooden and grass vegetation from abandoned uranium mines. Opportunities for phytoremediation. In: Merkel B.J., Hasche-Berger A. (eds) Uranium in the Environment. Springer, Berlin, Heidelberg
- Piekarska-stachowiak, A., Ziemer, B., Besenyey, L., & Woz, G. 2014. An application of the plant functional group concept to restoration practice on coal mine spoil heaps, 843–853. <https://doi.org/10.1007/s11284-014-1172-z>
- Pietrzykowski, M.2010. Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) ecosystem macronutrients budget on reclaimed mine sites—stand trees supply and stability. Natural Science. Vol.2, No.6, 590-599. doi:10.4236/ns.2010.26074
- Pietrzykowski, M. 2014. Soil quality index as a tool for Scots pine (*Pinus sylvestris*) monoculture conversion planning on afforested , reclaimed mine land, 25. <https://doi.org/10.1007/s11676-013-0418-x>
- Pietsch, W. H. O. 1996. Recolonization and development of vegetation on mine spoils following brown coal mining in Lusatia. Water Air and Soil Pollution, 91(1–2), 1–15. <https://doi.org/10.1007/BF00280919>
- Prober S. M., M. Byrne, E. H. McLean, D. A. Steane, B. M. Potts, R. E. Vaillancourt and W. D. Stock. 2015. Climate-adjusted provenancing: a strategy for climate-resilient ecological restoration.Front. Ecol. Evol., <https://doi.org/10.3389/fevo.2015.00065>
- Puga, S., Sosa, M., De La Mora, A., Pinedo, C., & Jimenez, J. 2006. Concentraciones de as y zn en vegetacion nativa cercana a una presa de jales. Revista Internacional de Contaminacion Ambiental, 22(2), 75–82.
- Pulford, L.D. and Watson, C. 2003. Phytoremediation of Heavy Metal-Contaminated Land by Trees—A Review. International Journal of Environment, 29, 529-540. [http://dx.doi.org/10.1016/S0160-4120\(02\)00152-6](http://dx.doi.org/10.1016/S0160-4120(02)00152-6)
- Rai, R., & Shrivastva, B. K. 2011. Biological stabilization of mine dumps : shear strength and numerical simulation approach with special reference to Sisam tree.

Environmental Earth Sciences, 63, 177–188. <https://doi.org/10.1007/s12665-010-0682-4>

- Ramos-Arroyo RY, Siebe-Grabach CD. 2006. Estrategia para identificar jales con potencial de riesgo ambiental en un distrito minero: estudio de caso en el Distrito de Guanajuato, México. *Rev Mex Sci Geol*. 23(1): 54-7.
- Rocha-Nicoleitea E., G. E. Overbecka, S. C. Müller. 2017. Degradation by coal mining should be priority in restoration planning. *Perspectives in Ecology and Conservation* 15 (2017) 202– 205. <http://dx.doi.org/10.1016/j.pecon.2017.05.006> 1679-0073/
- Rocha-Nicoleite, E., Campos, M.L., Citadini-Zanette, V., et al., 2013. Mata Ciliar: implicac, ões técnicas sobre a restaurac, ão após minerac, ão de carvão. SATC, Criciúma.
- Rodríguez–Franco C., 2002. Forests in the Basin of Mexico: Types, geographic distribution, and condition, In: *Urban Air Pollution and Forests: Resources at Risk in the Mexico City Air Basin*. (M. E. Fenn, L. I. de Bauer and T. Hernández–Tejeda, Eds.) Ecological Studies Series, Volume 156. Springer–Verlag, New York, pp. 68–85.
- Rzedowski, J. 2006. Vegetación de México. 1ra Edición digital. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México. 504 pp.
- Rzedowski, G. C. de, J. Rzedowski y colaboradores, 2005. Flora fanerogámica del Valle de México. 2a. ed., 1a reimp., Instituto de Ecología, A.C. y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Pátzcuaro (Michoacán), 1406 pp.
- Sáenz-Romero C. 2004. Zonificación estatal y altitudinal para la colecta y movimiento de semillas de coníferas en México. In Vargas-Hernández JJ, B Bermejo-Velázquez, FT Ledig eds. Manejo de recursos genéticos forestales. México, D.F. CONAFOR- Comisión Forestal de América del Norte. p. 72-86.
- Sáenz-Romero C, G E Rehfeldt, N L Crookston, P Duval, R St-Amant, J Beaulieu, B A Richardson (2010) Spline models of contemporary, 2030, 2060 and 2090 climates for México and their use in understanding climate-change impacts on the vegetation. *Climatic Change* 102:595-623.

- Sáenz-Romero C, L F Ruiz-Talonia, J Beaulieu, N M Sánchez-Vargas, G E Rehfeldt. 2011. Genetic variation among *Pinus patula* populations along an altitudinal gradient. Two environment nursery tests. Rev. Fitotec. Mex. 34:19-25.
- Sáenz-Romero C., R. Lindig-Cisneros, D.G. Joyce, J. Beaulieu, J.B. St-Clair, and B.C. Jaquish 2016. Assisted migration of forest populations for adapting trees to climate change. Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente 22: 303 – 323.
- Schimpf DJ, Henderson JA, MacMahon JA. 1980. Some aspects of succession in the spruce-fir forest zone of northern Utah. Great Basin Nat. 40(1) :1-26.
- Simpson EH. 1949. Measurement of Diversity. Nature 163: 688-688.
- Skousen
- Song, Y., Shu, W., Wang, A., & Liu, W. 2014. Characters of soil algae during primary succession on copper mine dumps. Journal of Soils and Sediments, 14(3), 577–583. <https://doi.org/10.1007/s11368-013-0815-y>
- Spur S. H., B.V. Barnes.1980. Forest ecology. John Wiley and Sons. 3rd. ed. 575 pp
- Tong Z., R. W. Baldauf, V. Isakov, P. Deshmukh, K.M. Zhang,2016. Roadside vegetation barrier designs to mitigate near-road air pollution. Science of the Total Environment. 541:920–927. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.09.067>
- Viveros-Viveros H., C. Sáenz-Romero, J. López-Upton and J.J. Vargas-Hernández. 2005 Altitudinal genetic variation in plant growth of *Pinus pseudostrobus* Lindl. in field testing. Agrociencia 39:575–587.
- Viveros-Viveros H., C. Sáenz-Romero, J. López-Upton, and J. Vargas-Hernández. 2007. Growth and frost damage variation among *Pinus pseudostrobus*, *P. montezumae* and *P. hartwegii* tested in Michoacán, México. Forest Ecology and Management 253: 81–88.
- Vlachodimos K., Papatheodorou E.M., Diamantopoulos J., Monokrousos N. 2013. Assessment of *Robinia pseudoacacia* cultivations as a restoration strategy for

---

reclaimed mine spoil heaps *Environ Monit Assess* 185(8):6921-32. doi:  
10.1007/s10661-013-3075-9

Wong M.H., C.Y. Lan, Gao, and H.M. Chen. 1999. Current approaches to managing and remediating metal contaminated soils in China. In: Proc. 5th Int. Conf. Biogeochem. Trace Elements, Vienna, Austria, July 1999

Zhao, Z., Wang, L., & Bai, Z. 2015. Development of population structure and spatial distribution patterns of a restored forest during 17-year succession (1993 – 2010) in Pingshuo opencast mine spoil, China, 2–11. <https://doi.org/10.1007/s10661-015-4391-z>

Zipper, C. E., Burger, J. A., Skousen, J. G., Angel, P. N., Barton, D. C., Davis, V., & Franklin, J. A. 2011. Restoring Forests and Associated Ecosystem Services on Appalachian Coal Surface Mines. *Environmental Management*, 47, 751–765. <https://doi.org/10.1007/s00267-011-9670-z> *Environmental Bulletin*, 20(12a), 3295–3303.

---