

Post-fire ecological restoration of a mixed *Pinus-Quercus* forest in northeastern Mexico

Restauración ecológica post-incendio de un bosque mixto de *Pinus-Quercus* del noreste de México

Eduardo Alanís-Rodríguez^{1*}; Alejandro Valdecantos-Dema^{2,3}; Javier Jiménez-Pérez¹; Ernesto A. Rubio-Camacho⁴; José I. Yerena-Yamallel¹; Marco A. González-Tagle¹.

¹Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León. Carretera Linares-Cd. Victoria km 145. Apartado postal 41, C. P. 67700. Linares, Nuevo León, MÉXICO.

Correo-e: eduardo.alanisrd@uanl.edu.mx Tel.: (821) 21 2 48 95 ext. 232 (*Autor para correspondencia).

²Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo. Parque Tecnológico, Charles R. Darwin núm.14. Valencia, ESPAÑA.

³Campo Experimental Centro-Altos de Jalisco, Centro de Investigación Regional Pacífico Centro, INIFAP. km 8 Carretera libre Tepatlán-Lagos de Moreno. Apartado postal 56, C. P. 47600. Jalisco, MÉXICO.

⁴Departamento de Ecología, Universidad de Alicante, Carretera San Vicente del Raspeig s/n - 03690 San Vicente del Raspeig – Alicante, ESPAÑA.

Abstract

This study was conducted in a burned *Pinus-Quercus* forest in Chipinque Ecological Park (NE Mexico), where several restoration measures were implemented after a wildfire. The main objectives of the study were to evaluate the establishment of planted *Pinus pseudostrobus* (Lindl.) seedlings, and analyze the effect of contour-felled logs on soil retention, ten years after treatment implementation. A 35 % plantation survival rate, which is considered unacceptable, was recorded. Contour-felled logs significantly improved soil retention, increasing soil depth by 25%. We conclude that post-fire restoration measures were successful and their use in the rehabilitation of burned *Pinus-Quercus* forests in Sierra Madre Oriental is recommended as they contribute to the establishment of a key species and reduce soil loss.

Keywords: Reforestation, *Pinus pseudostrobus*, soil retention measures, Chipinque Ecological Park.

Resumen

La presente investigación se desarrolló en un bosque de *Pinus-Quercus* en el Parque Ecológico Chipinque (noreste de México), el cual fue afectado por un incendio forestal y sometido a un tratamiento de restauración ecológica. Los objetivos fueron evaluar el establecimiento artificial de *Pinus pseudostrobus* (Lindl.) y analizar el efecto de las barreras de retención de suelo después de 10 años de su instalación. Para ello se estableció un área de estudio con tratamiento de restauración ecológica y otra área sin tratamiento en las que se muestreó la comunidad vegetal y la profundidad del suelo. De acuerdo con los resultados, se registró 35 % de supervivencia de la plantación, la cual se considera como no aceptable. Las barreras de retención de suelo tuvieron efecto positivo, pues incrementaron la profundidad del suelo hasta 25 %. Con la investigación se concluye que las técnicas de restauración post-incendio aplicadas han sido eficaces, ya que incorporan una especie clave de ecosistemas maduros y evitan la pérdida de suelo por arrastre, por lo que se recomienda su uso en rodales de *Pinus-Quercus* afectados por incendios en la Sierra Madre Oriental.

Palabras clave: Plantación, *Pinus pseudostrobus*, obras de retención de suelo, Parque Ecológico Chipinque.

Introduction

Wildfires are one of the most common disturbance factors in the temperate ecosystems of northeastern Mexico (Coahuila, Nuevo León and Tamaulipas) (Alanís-Rodríguez et al., 2011; González-Tagle, Schwendenmann, Pérez, & Schulz, 2008; Yocom et al., 2010). These forests have the potential for a frequent, low-severity fire regime (Jardel-Peláez, Alvarado-Celestino, Morfín-Ríos, Castillo-Navarro, & Flores-Garnica, 2009; Rodríguez-Trejo, 2008); however, modification of the natural regime by fire suppression since 1930 (Yocom et al., 2010) has led to high fuel accumulation, favoring more intense and severe fires (Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales [SEMARNAT], 2014). Currently, wildfires are considered one of the most significant problems in northeastern Mexico. Both the number of fires and the affected area have increased in the last decade. In the northeastern region of Mexico, SEMARNAT (2014) reports an average of 11,658 ha·yr⁻¹ of burned area for the five-year period from 2001 to 2005, 38,625 ha·yr⁻¹ for the period 2006-2010, and 329,575 ha·yr⁻¹ for 2011-2013. This problem also extends to protected natural areas such as Chipinque Ecological Park (hereafter referred to by its Spanish acronym PECh), located in Nuevo León, Mexico.

In PECh, wildfires mainly affect *Pinus-Quercus* forests (González-Tagle, Schwendenmann, Jiménez, & Himmelsbach, 2007). These events, in addition to eliminating all or part of the vegetation, increase the vulnerability of the ecosystem to erosion, especially in areas of rugged terrain (Alanís-Rodríguez et al., 2008; Benavides-Solorio & MacDonald, 2005). It is widely recognized that one of the main problems of wildfires, not just in the short term, is increased runoff and sediment production. Llovet, Ruiz-Valera, Josa, and Vallejo (2009) studied the effects of fire in mature pine forests under Mediterranean conditions and found that the highest level of erosion took place three years after the fire, which is highly related to poor plant cover recovery.

According to research conducted in mature *Pinus-Quercus* ecosystems in the region, the most abundant and dominant species is *Pinus pseudostrabus* (Lindl.) (González-Tagle et al., 2007; Jiménez, Aguirre, & Kramer, 2001). This species, despite having thick bark that protects the meristems from the direct impact of fire, does not survive medium- or high-severity fires (Alanís-Rodríguez et al., 2010). The presence of *P. pseudostrabus* in the area after a fire is determined by its seed bank, so frequent fires that prevent it from reaching reproductive maturity result in local and temporary loss of the species (Alanís-Rodríguez et al., 2008). Therefore, under these circumstances of repeated fires, the only way to recover the presence of key species is by artificial reintroduction (Pausas et al., 2004).

Introducción

Los incendios forestales representan uno de los factores de perturbación más comunes en los ecosistemas templados del noreste de México (Coahuila, Nuevo León y Tamaulipas) (Alanís-Rodríguez et al., 2011; González-Tagle, Schwendenmann, Pérez, & Schulz, 2008; Yocom et al., 2010). Estos bosques presentan un régimen potencial de incendios frecuentes y de baja severidad (Jardel-Peláez, Alvarado-Celestino, Morfín-Ríos, Castillo-Navarro, & Flores-Garnica, 2009; Rodríguez-Trejo, 2008); sin embargo, la modificación del régimen natural mediante la supresión del fuego desde 1930 (Yocom et al., 2010) ha originado la acumulación elevada de combustible, favoreciendo incendios más intensos y severos (Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales [SEMARNAT], 2014). Actualmente, los incendios forestales se consideran uno de los problemas más significativos en el noreste de México. Tanto el número de incendios como el área afectada han aumentado en la última década. La SEMARNAT (2014) reporta en la región noreste de México un promedio de 11,658 ha·año⁻¹ de superficie quemada para el quinquenio 2001-2005; 38,625 ha·año⁻¹ para el 2006-2010; y 329,575 ha·año⁻¹ de 2011 a 2013. Esta problemática se extiende también a las áreas naturales protegidas como el Parque Ecológico Chipinque (PECh), ubicado en Nuevo León, México.

En el PECh, los incendios afectan principalmente los bosques de *Pinus-Quercus* (González-Tagle, Schwendenmann, Jiménez, & Himmelsbach, 2007). Estos eventos, además de eliminar la vegetación total o parcialmente, incrementan la vulnerabilidad del ecosistema a la erosión, especialmente en áreas de topografía accidentada (Alanís-Rodríguez et al., 2008; Benavides-Solorio & MacDonald, 2005). Está ampliamente reconocido que uno de los principales problemas de los incendios forestales, no sólo a corto plazo, es el aumento de la producción de escorrentía y de sedimentos. Llovet, Ruiz-Valera, Josa, y Vallejo (2009) estudiaron los efectos del fuego en pinares maduros bajo condiciones mediterráneas y observaron que el nivel máximo de erosión tuvo lugar tres años después del incendio, lo cual está altamente relacionado con la escasa recuperación de la cubierta vegetal.

Según las investigaciones realizadas en ecosistemas maduros de *Pinus-Quercus* de la región, la especie más abundante y dominante es *Pinus pseudostrabus* (Lindl.) (González-Tagle et al., 2007; Jiménez, Aguirre, & Kramer, 2001). Esta especie, a pesar de presentar una corteza gruesa que protege los meristemos del impacto directo del fuego, no sobrevive a los incendios de media o alta severidad (Alanís-Rodríguez et al., 2010). La presencia de *P. pseudostrabus* en la zona después de un incendio está determinada por su banco de semillas, por lo que los incendios frecuentes que le impidan

Wildfires have major impacts on certain ecological community indices. Alanís-Rodríguez et al. (2008) observed, 10 years after a forest fire, notable changes in the abundance, diversity and frequency of the most important tree species of a mixed *Pinus-Quercus* forest in northeastern Mexico. Similarly, there has been a significant decline in the dominance values and, as a result, an increase in the importance value indices of the most significant species in burned compared to unburned areas (Maldonado, Rodríguez, Guízar, Velázquez, & Náñez, 2009).

In priority management places, such as protected natural areas and ecological parks, it is common to act immediately after wildfires, both with the aim of reducing the impact and rehabilitating the area (Beghin et al., 2010) respectively. The most common practices worldwide are planting herbaceous (Infalt & Young, 2008; Li, Liao, Jiang, Huang, & He, 2010) and woody species (Jiménez, Jurado, Aguirre, & Estrada, 2005; Mata et al., 2010; Ortiz-Rodríguez & Rodríguez-Trejo, 2008), mulching (de Wolfe, Santi, Ey, & Gartner, 2008) and placing soil retention barriers (Myronidis, Emmanouloudis, Mitsopoulos, & Riggos, 2010). In northeastern Mexico, the most common practices are reforestation with woody species and establishing soil retention barriers (Comisión Nacional Forestal [CONAFOR], 2006). The objectives of these measures are, in extreme cases, to prevent irreversible degradation of the uppermost and most fertile soil layer, and to favor the establishment of key ecosystem species at risk of disappearing.

Ecological rehabilitation measures implemented in mixed *Pinus-Quercus* forests in northeastern Mexico have been poorly evaluated and their effectiveness is still unknown. Because of this limited knowledge, it has not yet been determined whether these practices are to be recommended. It is hypothesized that the reforestation treatment will increase the density of *P. pseudostrobus* individuals, tree density and crown area in the medium term, and that soil conservation measures will increase soil retention. In this context, the objectives of this research are: 1) to evaluate the survival and vitality, in the medium term, of *P. pseudostrobus* individuals planted in a burned PECh area, 2) to estimate the abundance and crown area (dominance) variables of the plant communities, and 3) to analyze the effectiveness of the soil retention treatment.

Materials and methods

Study area

The study was conducted in Chipinque Ecological Park (PECh), which belongs to the Cumbres de Monterrey National Park Protected Natural Area (Figure 1). PECh is located in San Pedro Garza García and Monterrey counties, Nuevo León (northeastern Mexico). The research was conducted in a mixed *Pinus-Quercus* stand

alcanzar la madurez reproductiva suponen la pérdida temporal y local de la especie (Alanís-Rodríguez et al., 2008). Por tanto, bajo estas circunstancias de incendios repetidos, la única manera de recuperar la presencia de las especies clave es mediante plantaciones artificiales (Pausas et al., 2004).

Los incendios forestales tienen impactos importantes sobre ciertos índices ecológicos de las comunidades. Alanís-Rodríguez et al. (2008) observaron, 10 años después de un incendio forestal, cambios notables en la abundancia, diversidad y frecuencia de las especies más importantes del arbolado de un bosque mixto de *Pinus-Quercus* en el noreste de México. De manera similar se ha observado descenso significativo en los valores de dominancia y, como consecuencia, aumento de los índices de valor de importancia de las especies más significativas en localidades incendiadas respecto a áreas no quemadas (Maldonado, Rodríguez, Guízar, Velázquez, & Náñez, 2009).

Después de los incendios forestales en lugares de gestión prioritaria, como áreas naturales protegidas y parques ecológicos, es común que se actúe de inmediato tanto en la reducción del impacto como en la restauración (Beghin et al., 2010) respectivamente. Las prácticas más comunes a nivel mundial son la siembra de especies herbáceas (Infalt & Young, 2008; Li, Liao, Jiang, Huang, & He, 2010) y leñosas (Jiménez, Jurado, Aguirre, & Estrada, 2005; Mata et al., 2010; Ortiz-Rodríguez & Rodríguez-Trejo, 2008), el acolchado o *mulching* (deWolfe, Santi, Ey, & Gartner, 2008) y la colocación de obras de retención del suelo (Myronidis, Emmanouloudis, Mitsopoulos, & Riggos, 2010). En el noreste de México, las prácticas más comunes son la reforestación con especies leñosas y el establecimiento de obras de retención del suelo (Comisión Nacional Forestal [CONAFOR], 2006). Los objetivos de estas actuaciones es, en casos extremos, evitar la degradación irreversible de la capa más superficial y fértil del suelo, y favorecer el establecimiento de especies clave de los ecosistemas con riesgo de desaparecer.

Las actuaciones de restauración ecológica implementadas en bosques mixtos de *Pinus-Quercus* del noreste de México han sido poco evaluadas y aún se desconoce su efectividad. Debido a este escaso conocimiento aún no se ha determinado si estas prácticas son recomendables. Las hipótesis del trabajo son que el tratamiento de reforestación aumentará la densidad de individuos de *P. pseudostrobus*, la densidad arbórea y el área de copa a mediano plazo, y que las obras de conservación de suelo aumentarán la retención del mismo. En tal contexto, los objetivos de la presente investigación son: 1) evaluar la supervivencia y vitalidad, a mediano plazo, de los individuos de *P. pseudostrobus* plantados en un área incendiada del PECh, 2) estimar las variables de abundancia y área de copa (dominancia) de las

at 1,125 m elevation, at geographic coordinates $100^{\circ} 18'$ and $100^{\circ} 24'$ WL, and $25^{\circ} 33'$ and $25^{\circ} 35'$ NL. Species that stand out for their abundance are *P.pseudostrobus*, *Quercus rysophylla* (Weath), *Q. laeta* (Liemb), *Q. polymorpha* (Schltdl. & Cham.), *Q. laceyi* (Small) and *Q. canbyi* (Trel.) (González-Tagle et al., 2008) According to the FAO-UNESCO classification system (FAO, 1998), the soil corresponds to a Leptosol, characterized by being very shallow.

In April 1998, a wildfire affected 500 hectares of a mixed *Pinus-Quercus* ecosystem in PECh (Alanís-Rodríguez et al., 2010). The fire spread through both the surface and crown and lasted six days, burning plant elements (Alanís-Rodríguez et al., 2008). Species of the genus *Quercus* suffered damage to the aerial part, but as a strategy they have the ability to resprout from underground structures, enabling them to quickly regenerate aerial tissues (Zavala-Chávez, 2001). On the other hand, *P.pseudostrobus* is a species resistant to low-intensity fire, thanks to its thick bark and physically protected terminal buds that allow recovering burned foliage, especially in young stages (Rodríguez-Trejo & Fulé, 2003). In May 1998 an ecological rehabilitation project began on 480 ha, maintaining a 20-ha area for natural secondary succession development. This area not subjected to restoration was used as a control in this study. The rehabilitation treatment, known as contour-felled logs, consisted of placing burned tree material in contour lines perpendicular to the slope with a distance of 3 m from each other. This treatment's main objective was to control runoff and retain and accumulate soil (Myronidis et al., 2010; Robichaud, 2005). In September of the same year,

comunidades vegetales y 3) analizar la efectividad del tratamiento de retención de suelo.

Materiales y métodos

Área de estudio

El estudio se realizó en el Parque Ecológico Chipinque (PECh), el cual pertenece al Área Natural Protegida Parque Nacional Cumbres de Monterrey (Figura 1). El PECh se localiza en los municipios de San Pedro Garza García y Monterrey, Nuevo León (noreste de México). La investigación se desarrolló en un rodal mixto de *Pinus-Quercus* a 1,125 m de altitud, en las coordenadas geográficas $100^{\circ} 18'$ y $100^{\circ} 24'$ LO, y $25^{\circ} 33'$ y $25^{\circ} 35'$ LN. Las especies que destacan por su abundancia son *P. pseudostrobus*, *Quercus rysophylla* (Weath), *Q. laeta* (Liemb), *Q. polymorpha* (Schltdl. & Cham.), *Q. laceyi* (Small) y *Q. canbyi* (Trel.) (González-Tagle et al., 2008) De acuerdo con la clasificación de la FAO-UNESCO (FAO, 1998), el suelo corresponde a un Leptosol que se caracteriza por ser muy superficial.

En abril de 1998, un incendio forestal afectó 500 ha de ecosistema mixto de *Pinus-Quercus* del PECh (Alanís-Rodríguez et al., 2010). El incendio fue superficial y de copa y duró seis días afectando los elementos vegetales (Alanís-Rodríguez et al., 2008). Las especies del género *Quercus* sufrieron daño en la parte aérea, pero tienen como estrategia la capacidad de rebrotar a partir de estructuras subterráneas, lo cual les permite regenerar los tejidos aéreos rápidamente (Zavala-Chávez, 2001). En cambio, *P. pseudostrobus* es una especie resistente al fuego de baja intensidad, gracias a la corteza gruesa y a la protección física de las yemas terminales que permiten recuperar el follaje quemado especialmente en estadios jóvenes (Rodríguez-Trejo & Fulé, 2003). En mayo de 1998 inició un proyecto de restauración ecológica en 480 ha, manteniendo un área de 20 ha para el desarrollo natural de la sucesión secundaria. Esta zona no sometida a restauración fue utilizada como control en el presente estudio. El tratamiento de restauración consistió en la colocación de material arbóreo incendiado en líneas de nivel perpendiculares a la pendiente con una distancia de 3 m entre sí. Este tratamiento tuvo como objetivo principal el control de la escorrentía, y la retención y acumulación de suelo de arrastre (Myronidis et al., 2010; Robichaud, 2005). En el mes de septiembre del mismo año, coincidiendo con la época de mayor precipitación, el área se reforestó con *P. pseudostrobus* de un año de edad a una densidad de 2,000 individuos·ha⁻¹. Las plántulas presentaban una altura de 15 cm y se establecieron manteniendo el sustrato del cepellón. Las plántulas muertas fueron repuestas anualmente durante los siguientes cinco años (1999 a 2003). Las especies del género *Quercus* presentaron numerosos rebrotes que fueron podados durante los años 1998 al 2003 dejando únicamente el rebrote de diámetro

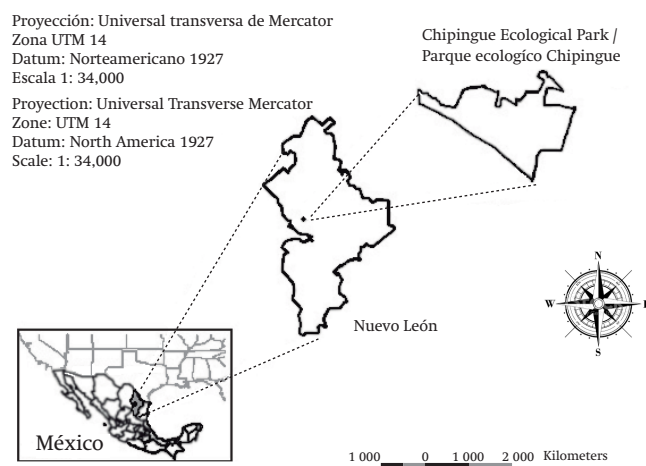


Figure 1. Location of Chipinque Ecological Park, which belongs to the Cumbres de Monterrey National Park Protected Natural Area.

Figura 1. Localización del Parque Ecológico Chipinque, perteneciente al Área Natural Protegida Parque Nacional Cumbres de Monterrey.

coinciding with the period of greatest rainfall, the area was reforested with one-year-old *P. pseudostrubus* seedlings at a density of 2,000 individuals·ha⁻¹. The seedlings had a height of 15 cm and were established with the rootball substrate. Dead seedlings were replaced annually over the next five years (1999-2003). Species of the genus *Quercus* presented numerous shoots that were pruned during the years 1998 to 2003, leaving only the shoot with the largest diameter (Alanís-Rodríguez et al., 2010). Pruning was carried out not only to promote the growth of the main shoot, but also to decrease *Quercus* leaf area and promote the growth of *P. pseudostrubus*, since it is a species with high light requirements (Alanís-Rodríguez et al., 2008).

Field assessment

In June 2008, 10 years after the fire, a medium-term assessment was made of the rehabilitation treatment applied. For this reason, we established a study area with ecological rehabilitation treatment and another without treatment, wherein the plant community and soil depth were sampled.

The two areas had similar ecological conditions: a mixed *Pinus-Quercus* ecosystem, dry climate, elevation between 1,100 and 1,150 m, Litosol soil, slope between 30 and 35° and northeast exposure. In each area (with and without rehabilitation treatment) four plots of 10 x 10 m were established, totaling eight plots. This plot size has been used to evaluate plant communities in post-fire regenerated areas of mixed *Pinus-Quercus* forests (Alanís-Rodríguez et al., 2008; Alanís-Rodríguez et al., 2012) and areas with low-growing vegetation (Canizales-Velázquez et al., 2009). The areas had an equidistance of 20 m between them to avoid soil and elevation variations (Alanís-Rodríguez et al., 2010). In the plots, all woody species with ≥ 1 cm stem diameter were identified and crown diameters were measured in a North-South and East-West direction. In the rehabilitated area all *P. pseudostrubus* individuals were classified according to their vigor, categorizing them as 1) Excellent, 2) Fair, and 3) Likely to die (modified classification of Flores & Almanza, 1991). Individuals considered as excellent are those that were in the upper stratum (≥ 6 m) with a vigorous crown and green needles. Fair individuals were those in the middle stratum (3-6 m) with high crown competition conditions with *Quercus* spp. Finally, individuals in the likely to die category were those in the lower stratum (<3 m) with a suppressed crown and mostly yellow needles.

Soil depth was determined in the same plots where vegetation was assessed; a network of 5 x 5 m was established to define the sampling points at each intersection (nine points per site). Depth was measured by digging with a shovel until reaching bedrock.

mayor (Alanís-Rodríguez et al., 2010). La aplicación de podas pretendía, además de promover el crecimiento del rebrote principal, disminuir la cobertura foliar de *Quercus* y favorecer el crecimiento del *P. pseudostrubus*, ya que es una especie con altos requerimientos lumínicos (Alanís-Rodríguez et al., 2008).

Evaluación en campo

En junio de 2008, 10 años después del incendio, se hizo una evaluación a medio plazo del tratamiento de restauración aplicado. Para ello se estableció un área de estudio con tratamiento de restauración ecológica y otra área sin tratamiento en las que se muestreó la comunidad vegetal y profundidad del suelo.

Las dos áreas presentaban condiciones ecológicas similares: ecosistema mixto de *Pinus-Quercus*, clima seco, altitud entre 1,100 y 1,150 m, suelo Litosol, pendiente entre 30 y 35° y exposición noreste. En cada área (con y sin tratamiento de restauración) se establecieron cuatro parcelas de 10 x 10 m, sumando en total ocho parcelas. Este tamaño de parcela se ha utilizado para evaluar comunidades vegetales en áreas regeneradas post-incendio de bosques mixtos de *Pinus-Quercus* (Alanís-Rodríguez et al., 2008; Alanís-Rodríguez et al., 2012) y áreas con vegetación de porte bajo (Canizales-Velázquez et al., 2009). Las áreas presentaban una equidistancia de 20 m, para evitar variaciones edáficas y altitudinales (Alanís-Rodríguez et al., 2010). En las parcelas se identificaron todas las especies leñosas con diámetro de tallo ≥ 1 cm y se midieron los diámetros de copa en dirección nortesur y este-oeste. En el área restaurada se clasificaron todos los individuos de *P. pseudostrubus* en función de su vigor, dividiéndolos en 1) Excelentes, 2) Regulares y 3) Tendientes a morir (clasificación modificada de Flores & Almanza, 1991). Los individuos considerados como excelentes son aquéllos que estaban en el estrato superior (≥ 6 m) y presentaban copa vigorosa y acículas verdes. Los individuos regulares eran los que estaban en el estrato medio (3 a 6 m) y presentaban condiciones de alta competencia de copa con *Quercus* spp. Por último, en la categoría de tendientes a morir se encontraban los individuos del estrato inferior (< 3 m) que presentaban copa suprimida y la mayoría de las acículas amarillas.

La profundidad del suelo se determinó en las mismas parcelas donde se evaluó la vegetación; se estableció una red de 5 x 5 m para definir los puntos de muestreo en cada intersección (nueve puntos por sitio). La profundidad se midió cavando con una pala hasta alcanzar la roca madre.

Análisis de la información

La sobrevivencia de *P. pseudostrubus* se estimó para determinar la proporción de árboles vivos respecto de

Data analysis

P. pseudostrubus survival was estimated by determining the proportion of live trees with respect to planted trees, using the formula of Ramírez-Delgadillo (2011):

$$P = \left(\frac{\sum_{i=1}^n a_i}{\sum_{i=1}^n m_i} \right) * 100$$

where:

P = Proportion of live trees
 a_i = Number of live trees at site i
 m_i = Number of trees planted at site i .

The relative role of tree species was evaluated using the ecological indicators of abundance (RA_i), dominance (RD_i), frequency (RF_i) and importance value index (IVI) as a means of valuation (Magurran, 1988). Specific relative abundance was estimated by applying the following equation:

$$RA_i = \left(\frac{A_i}{\sum A_i} \right) * 100$$

$$A_i = \frac{N_i}{S}$$

where:

AR_i = Relative abundance of species i relative to total abundance
 A_i = Abundance of species i
 N_i = Number of individuals of species i
 S = Sampling area (ha).

Relative dominance (RD_i) was estimated using:

$$RD_i = \left(\frac{D_i}{\sum D_i} \right) * 100$$

$$D_i = \frac{Ab_i}{S}$$

where:

RD_i = Relative dominance of species i relative to total dominance
 D_i = Dominance of species i
 Ca_i = Crown area of species i (m^2)
 S = Sampling area (ha)

Relative frequency (RF_i) was obtained with the following equations:

$$RF_i = \left(\frac{F_i}{\sum F_i} \right) * 100$$

los árboles plantados, mediante la fórmula de Ramírez-Delgadillo (2011):

$$P = \left(\frac{\sum_{i=1}^n a_i}{\sum_{i=1}^n m_i} \right) * 100$$

donde:

P = Proporción de árboles vivos
 a_i = Número de árboles vivos en el sitio i
 m_i = Número de árboles plantados en el sitio i

El papel relativo de las especies arbóreas se evaluó utilizando los indicadores ecológicos de abundancia (AR_i), dominancia (DR_i), frecuencia (FR_i) e índice de valor de importancia (IVI) como medida de valoración (Magurran, 1988). La abundancia específica relativa se estimó mediante la aplicación de la siguiente ecuación:

$$AR_i = \left(\frac{A_i}{\sum A_i} \right) * 100$$

$$A_i = \frac{N_i}{S}$$

donde:

AR_i = Abundancia relativa de la especie i respecto a la abundancia total
 A_i = Abundancia de la especie i
 N_i = Número de individuos de la especie i
 S = Superficie de muestreo (ha).

Para estimar la dominancia relativa (DR_i) se empleó:

$$DR_i = \left(\frac{D_i}{\sum D_i} \right) * 100$$

$$D_i = \frac{Ab_i}{S}$$

donde:

DR_i = Dominancia relativa de la especie i respecto a la dominancia total
 D_i = Dominancia de la especie i
 Ab_i = Área de copa de especie i (m^2)
 S = Superficie de muestreo (ha)

La frecuencia relativa (FR_i) se obtuvo con las siguientes ecuaciones:

$$FR_i = \left(\frac{F_i}{\sum F_i} \right) * 100$$

$$F_i = \frac{P_i}{NS}$$

where:

RF_i = Relative frequency of species i relative to total frequency

F_i = Frequency of species i

P_i = Frequency of species i in the plots

TN = Total number of plots

The Importance Value Index (IVI) was defined as:

$$IVI = \frac{RA_i + RD_i + RF_i}{3}$$

The structure of the community in terms of the abundance of each species was determined with rank-abundance curve (Magurran, 1988). These curves describe the graphical relationship between the absolute abundance value of species based on a sequential arrangement ranging from the most common to the rarest (Martella et al., 2012). The models tested were: 1) Poisson-lognormal, 2) Weibull distribution and 3) Alonso & Mc Kane's neutral distribution (Prado & Dantas, 2014). The parameters were estimated with the maximum likelihood method and the best model was selected using the Akaike Information Criterion (AIC) where the best model is the one with the lowest AIC value (Prado & Dantas, 2014). The analysis was carried out by means of R v3.1.2 (R Development Core Team, 2011), using the package "SADS" (Prado & Dantas, 2014). Significant differences in the abundance and dominance of species and in soil depth between the areas with and without rehabilitation treatment were determined by an analysis of variance ($P = 0.05$) of a factor (treatment) with two levels (rehabilitated and non-rehabilitated) using the statistical package SPSS v. 15.0 (SPSS, 2006).

Results and discussion

In the two evaluated areas (rehabilitated and non-rehabilitated) of the mixed *Pinus-Quercus* stand in PECh, 14 woody species comprising eight families and 10 genera were recorded. The rank-abundance curve describes the graphical relationship of the density of the species based on a sequential arrangement ranging from the most abundant to the rarest (Martella et al., 2012). Figure 2 shows the abundance of species in the rehabilitated and non-rehabilitated areas; in both cases, the pattern is graphically fit to the Poisson-lognormal distribution. In the non-rehabilitated area, the AIC obtained with the Poisson-lognormal distribution was 152.8, while with the Weibull distribution and the Zero-Sum-Multinomial goal it was 156.4 and 160.1, respectively. In the rehabilitated area, the AIC was 113.2 with the Poisson-lognormal, while with the Weibull distribution and the Zero-Sum-multinomial goal it was 115.5 and 118.7, respectively. The Poisson-

$$F_i = \frac{P_i}{NS}$$

donde:

FR_i = Frecuencia relativa de la especie i respecto a la frecuencia total

F_i = Frecuencia de la especie i

P_i = Frecuencia de la especie i en las parcelas

NS = Número total de parcelas

El índice de Valor de Importancia (IVI) se define como:

$$IVI = \frac{AR_i + DR_i + FR_i}{3}$$

La estructura de la comunidad en términos de la abundancia de cada especie se determinó con curvas de rango de especies (Magurran, 1988). Estas curvas describen la relación gráfica entre el valor de abundancia absoluta de las especies en función de un arreglo secuencial que va de la más común a la más rara (Martella et al., 2012). Se probaron los modelos 1) Poisson-lognormal, 2) Distribución de Weibull y 3) Distribución neutral de Alonso & McKane's (Prado & Dantas, 2014). Los parámetros se estimaron con el método de máxima verosimilitud y el mejor modelo se seleccionó utilizando el criterio de información de Akaike (AIC, por sus siglas en inglés) donde el mejor modelo es el que presenta menor valor de AIC (Prado & Dantas, 2014). El análisis se desarrolló mediante el uso del R v3.1.2 (R Development Core Team, 2011), utilizando la paquetería "SADS" (Prado & Dantas, 2014). Las diferencias significativas de la abundancia y dominancia de las especies y la profundidad del suelo entre las áreas con y sin tratamiento de restauración se determinaron con un análisis de varianza ($P = 0.05$) de un factor (tratamiento) con dos niveles (restaurado y no restaurado) mediante el paquete estadístico SPSS v. 15.0 (SPSS, 2006).

Resultados y discusión

En las dos áreas evaluadas (restaurada y no restaurada) del rodal mixto de *Pinus-Quercus* del PECh se registraron 14 especies leñosas abarcando ocho familias y 10 géneros. La curva de rango de especies describe la relación gráfica de la densidad de las especies en función de un arreglo secuencial que va de la más abundante a la más rara (Martella et al., 2012). La Figura 2 muestra la abundancia de especies en el área restaurada y no restaurada; en ambos casos, el patrón se ajusta gráficamente a la distribución Poisson-lognormal. En el área sin restaurar, el AIC obtenido con la distribución Poisson-lognormal fue 152.8, mientras que con la distribución Weibull y con la meta Zero-Sum-Multinomial fue 156.4 y 160.1, respectivamente. En el área restaurada, el AIC fue 113.2 con la distribución Poisson-lognormal, mientras que con la distribución Weibull y la meta Zero-Sum-Multinomial fue de 115.5 y

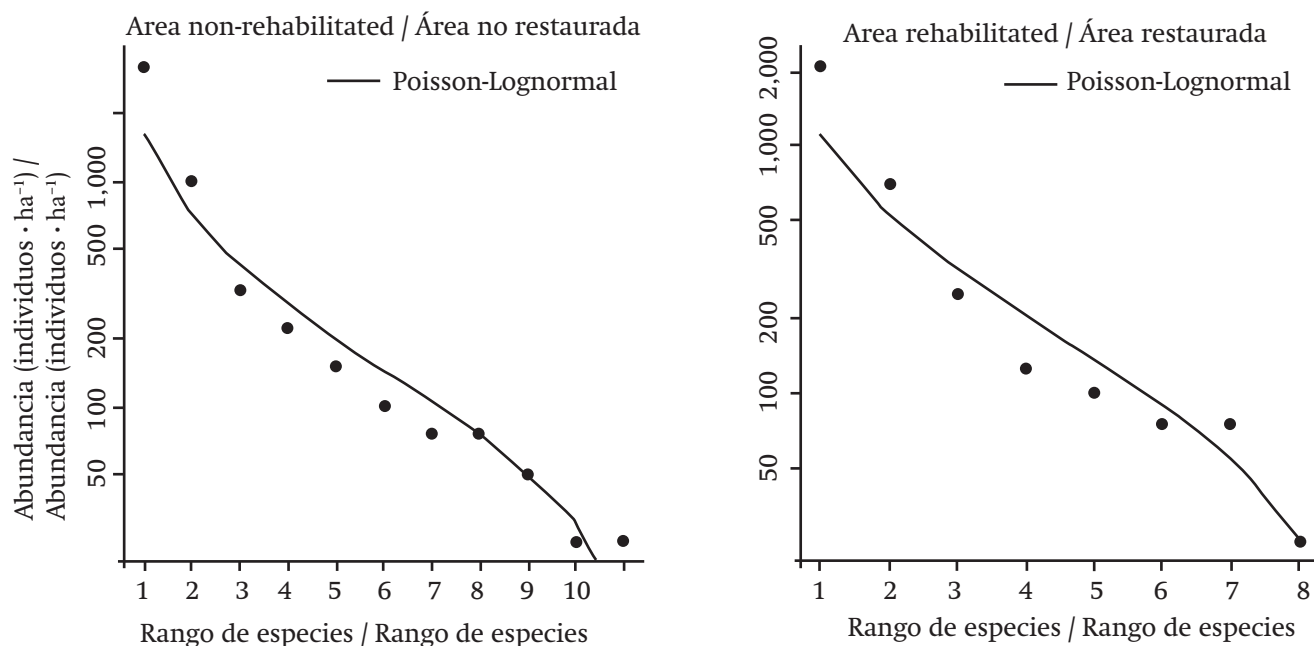


Figure 2. Absolute abundance pattern of species in the non-rehabilitated (left) and rehabilitated (right) areas of Chipinque Ecological Park.

Figura 2. Patrón de la abundancia absoluta de las especies en el área no restaurada (izquierda) y restaurada (derecha) del Parque Ecológico Chipinque.

lognormal distribution is documented for mature plant communities, where there are few families or species with high or low abundance values, with most having intermediate values (Long, Yang, & Li, 2012; Martella et al., 2012; Matthews & Whittaker, 2014)

Table 1 reports the tree density and ecological indicators of the two evaluated areas (rehabilitated and non-rehabilitated). The non-rehabilitated area had a density of $5,300 \pm 1,028$ individuals·ha⁻¹ with a total crown area of $17,790 \pm 963$ m²·ha⁻¹, while the rehabilitated area had a density of $3,231 \pm 535$ individuals·ha⁻¹ with a crown area of $13,117 \pm 2,431$ m²·ha⁻¹. This means that both have greater than 100% cover and therefore overlapping crowns. According to the analysis of variance, the mean values of density ($F = 2.788$, $P = 0.146$) and crown area ($F = 1.760$, $P = 0.233$) of the plant communities showed no significant differences ($P = 0.05$) relative to the rehabilitation treatment.

The species with the highest IVI in both areas was *Q. rysophylla* (55.3 and 49.2% in the rehabilitated and non-rehabilitated areas, respectively), being the most abundant, dominant and prevalent. Due to the reforestation measures, the species with the second highest IVI in the rehabilitated area was *P. pseudoastrobus* with 15.7%. Analysis of variance by species showed significant differences, with *P. pseudoastrobus* being more abundant ($F = 14.764$; $P = 0.009$) and dominant ($F = 6.247$, $P = 0.047$) in the rehabilitated area than in the control area. The remaining species showed

118.7, respectivamente. La distribución Poisson-lognormal está documentada para comunidades vegetales maduras, donde existen escasas familias o especies con valores altos o escasamente abundantes, y la mayoría presenta valores intermedios (Long, Yang, & Li, 2012; Martella et al., 2012; Matthews & Whittaker, 2014)

El Cuadro 1 reporta la densidad arbórea y los indicadores ecológicos de las dos áreas evaluadas (restaurada y no restaurada). La superficie no restaurada presentó densidad de $5,300 \pm 1,028$ individuos·ha⁻¹ con área de copa total de $17,790 \pm 963$ m²·ha⁻¹, mientras que la superficie restaurada tuvo densidad de $3,231 \pm 535$ individuos·ha⁻¹ con área de copa de $13,117 \pm 2,431$ m²·ha⁻¹. Esto significa que ambas tienen cobertura superior a 100 % y, por tanto, sobreposición de copas. De acuerdo con el análisis de varianza, los valores promedios de densidad ($F = 2.788$; $P = 0.146$) y área de copa ($F = 1.760$; $P = 0.233$) de las comunidades vegetales no mostraron diferencias significativas ($P = 0.05$) con relación al tratamiento de restauración.

La especie con el IVI más alto en ambas áreas fue *Q. rysophylla* (55.3 y 49.2 % en el área restaurada y no restaurada, respectivamente), siendo la más abundante, dominante y frecuente. Debido a las actuaciones de reforestación, la segunda especie con mayor IVI en el área restaurada fue *P. pseudoastrobus* con 15.7 %. El análisis de varianza por especie demostró diferencias significativas, siendo *P. pseudoastrobus* más abundante ($F = 14.764$; $P = 0.009$) y dominante ($F = 6.247$; $P = 0.047$) en

Table 1 . Density, relative abundance (RA_i), cover, relative dominance(RD_i), relative frequency (RF_i) and Importance Value Index (IVI) of woody species in the rehabilitated and non-rehabilitated areas of Chipinque Ecological park, 10 years after the fire.

Cuadro 1. Densidad, abundancia relativa (AR_i), cobertura, dominancia relativa (DR_i), frecuencia relativa (FR_i) e Índice de Valor de Importancia (IVI) de las especies leñosas en el área restaurada y no restaurada del Parque Ecológico Chipinque, 10 años después del incendio.

Especie /Species	Non-rehabilitated area /Área no restaurada						Rehabilitated area /Área restaurada					
	Density (individuals·ha ⁻¹) / Densidad (individuos·ha ⁻¹)	RA _i / AR _i	Cover (m ² ·ha ⁻¹) / Cobertura (m ² ·ha ⁻¹)	RD _i / DR _i	RF _i / FR _i	IVI	Density (individuals·ha ⁻¹) / Densidad (individuos·ha ⁻¹)	RA _i / AR _i	Cover (m ² ·ha ⁻¹) / Cobertura (m ² ·ha ⁻¹)	RD _i / DR _i	RF _i / FR _i	IVI
<i>Carya illinoensis</i> K. Koch							75 ± 48	2.2	114 ± 70	0.9	10.5	4.5
<i>Celtis laevigata</i> Willd.	75 ± 48	1.4	102 ± 64	0.5	8.3	3.4						
<i>Cercis canadensis</i> L.	75 ± 48	1.4	354 ± 205	1.9	8.3	3.9	100 ± 41	3.0	142 ± 66	1.1	10.5	4.8
<i>Chiococca pachyphylla</i> Wernham	25 ± 25	0.5	118 ± 118	0.6	4.2	1.8						
<i>Juglans mollis</i> Engelm.	325 ± 263	6.1	961 ± 747	5.1	8.3	6.5						
<i>Litsea novoleontis</i> Bartlett							75 ± 48	2.2	139 ± 86	1.0	10.5	4.6
<i>Pinus pseudostrubus</i> Lindl.*	50 ± 28 ^a	0.9	35 ± 29 ^a	0.2	4.2	1.8	675 ± 160b	20.0	531 ± 196b	5.7	21.1	15.7
<i>Prunus mexicana</i> S. Watson	100±71	1.9	518 ± 318	2.8	8.3	4.3						
<i>Prunus serótina</i> Ehrh	225 ± 85	4.3	730 ± 287	3.9	12.5	6.9						
<i>Quercus canbyi</i> Trel.	150 ± 119	2.8	543 ± 315	2.9	8.3	4.7	125 ± 125	3.7	198 ± 198	1.5	5.3	3.5
<i>Quercus laceyi</i> Small	1,000 ± 308	18.9	2,252 ± 797	12.4	16.7	16.0	250 ± 155	7.4	660 ± 524	5.0	15.8	9.3
<i>Quercus polymorpha</i> Schlttdl. & Cham.							25 ± 25	0.7	143 ± 143	1.1	5.3	2.4
			12,149 ±									
<i>Quercus rysophylla</i> Weath.	3,250 ± 807	61.3	1,642	69.6	16.7	49.2	2,050 ± 395	60.7	11,189 ± 2,053	83.9	21.1	55.3
<i>Rubus tribialis</i> Michx.	25 ± 25	0.5	26 ± 26	0.1	4.2	1.6						
Total	5,300 ± 1,028	100	17,790 ± 963	100	100	100	3,231 ± 535	100	13,117 ± 2,431	100	100	100

*Different letters indicate significant differences ($P < 0.05$). / *Letras diferentes indican diferencias significativas ($P < 0.05$)

no significant differences in their abundance and dominance.

Reforestation analysis

In 2008, 35% survival of the 2,000 individuals·ha⁻¹ of *P. pseudostrubus* planted in the rehabilitated area in 1998 and in successive replacements of dead seedlings in the period 1999-2003 was recorded. According to the classification of *P. pseudostrubus* individuals based on their vigor, 52 % of the pines were included in the excellent class, 7% in the fair class and 41% in the likely to die class. It should be noted that the specimens passed through the initial establishment and growth stages that are considered the most critical, since the seedlings are highly susceptible to extreme weather conditions such as extremely high winds, low or high temperatures, and low precipitation and relative humidity, among others (Jiménez-Pérez, Alanís-Rodríguez, González-Tagle, Aguirre-Calderón, & Treviño-Garza, 2013).

Woody species established after the wildfire in the rehabilitation area showed high density and a crown area greater than 100 %, causing high competition for light. In order to ensure the good development of *P.*

el área restaurada que en el área control. El resto de las especies no presentaron diferencias significativas en su abundancia y dominancia.

Análisis de la reforestación

En el año 2008 se registró 35 % de supervivencia de los 2,000 individuos·ha⁻¹ de *P. pseudostrubus* plantados en el área restaurada en 1998 y de las sucesivas reposiciones de plántulas muertas en el periodo 1999-2003. De acuerdo con la clasificación de los individuos de *P. pseudostrubus* en función de su vigor, 52 % de los pinos se incluyeron en la clase excelente, 7 % en la clase regular y 41 % en la clase tendentes a morir. Cabe destacar que los ejemplares superaron las etapas iniciales de establecimiento y crecimiento que son consideradas las más críticas, ya que las plántulas son altamente susceptibles a las condiciones climáticas extremas como los vientos extremadamente fuertes, temperaturas bajas o altas, precipitación y humedad relativa escasas, entre otros (Jiménez-Pérez, Alanís-Rodríguez, González-Tagle, Aguirre-Calderón, & Treviño-Garza, 2013).

Las especies leñosas establecidas tras el incendio en el área con tratamiento de restauración presentaron

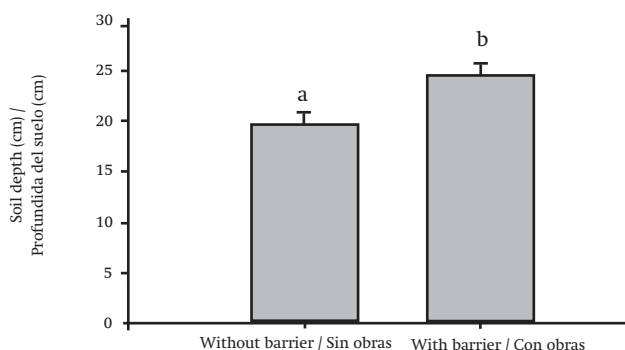


FIGURE 3. Average values and standard error of the mean ($n = 36$) of soil depth in areas with and without post-fire soil retention barriers in Chipinque Ecological Park. Different letters indicate statistically significant difference ($P < 0.05$)

FIGURA 3. Valores promedio y error típico de la media ($n = 36$) de la profundidad del suelo en las áreas con y sin obras de retención de suelo post-incendio del Parque Ecológico Chipinque. Letras diferentes indican diferencia estadísticamente significativa ($P < 0.05$)

pseudostrobus, which is a sun-loving species (González-Tagle et al., 2008) it would be advisable to partly remove neighboring trees to reduce the crown overlap area and thus promote the optimal development of individuals (Alanís-Rodríguez et al., 2008). Ecological rehabilitation as referred to in this study included the removal of all shoots except one in the *Quercus* sp individuals. However, 10 years after treatment, no significant differences ($P = 0.05$) in the crown cover of both species were observed, suggesting compensatory growth of replacement individuals (Alvarez, Villagra, Villalba, & Debandi, 2013).

From a technical and economic standpoint, the plantation survival rate (35%) is not acceptable since CONAFOR, Mexico's National Forestry Commission, which funded the reforestation programs, requires 90% survival. Therefore, new scientific research aimed at increasing the effectiveness of reforestation methods, from quality plant production to improvements in the design, implementation and maintenance of forest plantations, is recommended. Based on the results of this research, we recommend prioritizing research that analyzes plantation management, particularly in the partial removal of neighboring trees to reduce the overlapping crown area and thus promote and increase the survival percentage of key species.

Contour-felled logs

Contour-felled logs had a positive effect on soil accumulation ($F = 10.124, P = 0.002$). Figure 3 shows that the average soil depth in the area with contour-felled logs was 24.7 ± 6.6 cm, while in the area without them it was 19.9 ± 6.8 cm, representing a relative increase

alta densidad y área de copa superior a 100 %, lo que provocó alta competencia por la luz. Si se desea asegurar el buen desarrollo de *P. pseudostrobus*, al ser una especie heliófila (González-Tagle et al., 2008) sería recomendable eliminar los árboles vecinos parcialmente, para disminuir el solapamiento de área de copa y así favorecer el desarrollo óptimo de los individuos (Alanís-Rodríguez et al., 2008). La restauración ecológica contemplada en este estudio incluyó la eliminación de todos los rebrotes excepto uno en los individuos de *Quercus* sp. No obstante, 10 años después del tratamiento no se observaron diferencias significativas ($P = 0.05$) en la cobertura de copa de ambas especies, sugiriendo crecimiento compensatorio de los individuos repuestos (Alvarez, Villagra, Villalba, & Debandi, 2013).

Desde el punto de vista técnico y económico, la supervivencia (35 %) de la plantación no es aceptable, ya que la Comisión Nacional Forestal, quien financia los programas de reforestación, exige 90 % de supervivencia. Por lo anterior, se recomienda la generación de investigaciones científicas encaminadas a aumentar la eficacia de los métodos de reforestación, desde la producción de planta de calidad hasta mejoras en el diseño, ejecución y mantenimiento de las plantaciones forestales. De acuerdo con los resultados de esta investigación se recomienda priorizar investigaciones que analicen el mantenimiento de las plantaciones, específicamente en la eliminación parcial de los árboles vecinos para disminuir el solapamiento de área de copa y así favorecer y aumentar el porcentaje de supervivencia de la especie clave.

Obras de retención del suelo

Las barreras de retención de suelo tuvieron efecto positivo en la acumulación del mismo ($F = 10.124, P = 0.002$). La Figura 3 muestra que la profundidad media del suelo en el área con barreras de retención fue 24.7 ± 6.6 cm, mientras que en el área sin barreras fue 19.9 ± 6.8 cm, lo que representa un aumento relativo de casi 25 %. Esto indica que las obras de retención fueron eficaces, por lo que se recomienda su uso para evitar la pérdida de suelo por arrastre en áreas afectadas por incendio en sitios de condiciones biofísicas similares a las presentes en la Sierra Madre Oriental. La profundidad del suelo en este estudio es similar a la registrada por Salgado, López, y Acosta (2006), quienes evaluaron un Leptosol y determinaron una profundidad de 15 cm.

El suelo retenido por las obras durante los 10 años es alto ($479 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$) en comparación con otras investigaciones. Se ha observado que la acumulación de suelo, tres años después de colocar las barreras de retención, osciló entre los $5 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ en el Parque Nacional de Washington (Robichaud, 2001) hasta los $67 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ en el centro de Colorado (Wagenbrenner, MacDonald, & Rough, 2006).

of nearly 25 %. This indicates that the contour-felled logs were efficient, so their use is recommended to prevent soil loss by entrainment in areas affected by fire at sites with biophysical conditions similar to those found in the Sierra Madre Oriental. Soil depth in this study is similar to that recorded by Salgado, López, and Acosta (2006), who evaluated a Leptosol soil and determined a depth of 15 cm.

The soil amount retained by the contour-felled logs over 10 years is high ($479 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$) compared with other research. It has been observed that soil accumulation, three years after placing contour-felled logs, ranged from $5 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ in Washington National Park (Robichaud, 2001) to $67 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ in central Colorado (Wagenbrenner, MacDonald, & Rough, 2006). Cases have also been reported such as that of the San Jacinto Mountains in California where $152 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ were accumulated due to storms that occurred after a fire (Wohlgemuth, Hubbert, & Robichaud, 2001).

It is important to mention that PECh has a rainy season with storms in summer (August to October), with September being the month with the highest incidence of rainfall, ranging between 80 and 90 mm (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática [INEGI], 1986). Because of the conditions of the area burned in the summer of 1998 (little plant cover, 30-35° slope and rainstorms), the soil was entrained and deposited in the contour-felled logs.

Conclusions

Based on the results of this study, we conclude that: 1) from a technical and economic standpoint, the plantation survival rate (35%) is not acceptable as CONAFOR requires 90 % survival, so it is not recommended to undertake plantings without implementing appropriate techniques during the reforestation process; 2) the density and crown area of the plant communities in the treatment and control areas showed statistical similarity, meaning that the treatment did not increase those characteristics; and 3) that the contour-felled logs used in post-fire areas had a positive and significant effect on soil retention. This indicates that the soil retention barrier techniques have been effective, since they prevent soil loss by entrainment; therefore, they are recommended in post-fire stands in the Sierra Madre Oriental at high risk of erosion.

Acknowledgments

The authors thank Mexico's National Science and Technology Council (CONACYT) for awarding a scholarship to the first author. The authors acknowledge the support of: Lillian Belle Willcockson, Director General of Chipinque Ecological Park, for all the help provided; Glafiro J. Alanís

También se han reportado casos como el de las montañas de San Jacinto de California donde se acumularon $152 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ debido a las tormentas presentadas después de un incendio (Wohlgemuth, Hubbert, & Robichaud, 2001).

Es importante mencionar que el PECh presenta una temporada de lluvias con tormentas en verano (de agosto a octubre), siendo septiembre el mes con mayor incidencia de lluvias con intervalo entre 80 y 90 mm (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática [INEGI], 1986). Debido a las condiciones del área incendiada en el verano de 1998 (escasa cobertura vegetal, pendiente de entre 30 y 35° y lluvias con tormentas) se presentó arrastre de suelo, el cual fue depositado en las obras de conservación de suelos.

Conclusiones

De acuerdo con los resultados de la presente investigación se concluye que: 1) desde el punto de vista técnico y económico, la supervivencia (35 %) de la plantación no es aceptable, ya que la CONAFOR exige 90 %, por lo que no se recomienda hacer plantaciones sin implementar técnicas adecuadas durante el proceso de reforestación; 2) la densidad y área de copa de las comunidades vegetales de la superficie con tratamiento y testigo mostraron similitud estadística, lo que significa que el tratamiento no aumentó tales características; y 3) que las barreras de retención de suelo empleadas en áreas afectadas post-incendio tuvieron efecto positivo y significativo en la retención de suelo. Esto indica que las técnicas de barreras de retención de suelo han sido eficaces, ya que evitan la pérdida de suelo por arrastre, por lo que se recomiendan en rodales afectados post-incendio en la Sierra Madre Oriental con riesgo elevado de erosión.

Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca otorgada al primer autor. Los autores agradecen el apoyo de la Lic. Lillian Belle Willcockson, Directora General del Parque Ecológico Chipinque por todas las facilidades otorgadas; al Dr. Glafiro J. Alanís Flores por el apoyo en la identificación de las especies; a la Biol. Perla Cecilia García Galindo, M. C. Erick I. Meléndez López y Biol. Esaú Ian Moreno por su colaboración en las actividades de campo. La Fundación CEAM está financiada por Generalitat Valenciana.

Fin de la versión en español

Flores for support in identifying species; and Perla Cecilia García Galindo, Erick I. Meléndez López and Esaú Ian Moreno for their cooperation in field activities. The CEAM Foundation is funded by Generalitat Valenciana.

End of English version

References / Referencias

- Alanís-Rodríguez, E., Aguirre-Calderón, Ó., Jiménez-Pérez, J., Pando-Moreno, M., Treviño-Garza, E. J., Aranda-Ramos, R., & Canizales-Velázquez, P. A. (2010). Efecto de la severidad del fuego sobre la regeneración asexual de especies leñosas de un ecosistema mixto (*Pinus-Quercus*) en el Parque Ecológico Chipinque, México. *Interciencia*, 35(9), 690–695. Obtenido de <http://www.redalyc.org/resumen.oa?id=33914212010>
- Alanís-Rodríguez, E., Jiménez-Pérez, J., Espinoza-Vizcarra, D., Jurado-Ybarra, E., Aguirre-Calderón, O. A., & González-Tagle, M. A. (2008). Evaluación del estrato arbóreo en un área restaurada post-incendio en el parque ecológico Chipinque, México. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 14(2), 113–118. Obtenido de http://www.chapingo.mx/revistas/forestales/contenido.php?id_revista_numero=38
- Alanís-Rodríguez, E., Jiménez-Pérez, J., Valdecantos-Dema, A., Pando-Moreno, M., Aguirre-Calderón, O. A., & Treviño-Garza, E. J. (2011). Caracterización de regeneración leñosa post-incendio de un ecosistema templado del Parque Ecológico Chipinque, México. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 17(1), 31–39. doi: 10.5154/r.rchsca.2010.05.032
- Alanís-Rodríguez, E., Jiménez-Pérez, J., Valdecantos-Dema, A., González-Tagle, M. A., Aguirre-Calderón, Ó. A., & Treviño-Garza, E. J. (2012). Composición y diversidad de la regeneración natural en comunidades de *Pinus-Quercus* sometidas a una alta recurrencia de incendios en el noreste de México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 83(4), 1208–1214. doi: 10.7550/rmb.29708
- Álvarez, J. A., Villagra, P. E., Villalba, R., & Debandi, G. (2013). Effects of the pruning intensity and tree size on multi-stemmed *Prosopis flexuosa* trees in the Central Monte, Argentina. *Forest Ecology and Management*, 310, 857–864. doi:10.1016/j.foreco.2013.09.033
- Beghin, R., Lingua, E., Garbarino, M., Lonati, M., Bovio, G., Motta, R., & Marzano, R. (2010). *Pinus sylvestris* forest regeneration under different post-fire restoration practices in the northwestern Italian Alps. *Ecological Engineering*, 36(10), 1365–1372. doi:10.1016/j.ecoleng.2010.06.014
- Benavides-Solorio, J. D., & MacDonald, L. H. (2005). Measurement and prediction of post-fire erosion at the hillslope scale, Colorado Front Range. *International Journal of Wildland Fire*, 14(4), 457–474. doi: 10.1071/WF05042
- Canizales-Velázquez, P. A., Alanís-Rodríguez, E., Aranda-Ramos, R., Mata-Balderas, J. M., Jiménez-Pérez, J., Alanís-Flores, G., ... Ruiz-Bautista, M. G. (2009). Caracterización estructural del matorral submontano de la Sierra Madre Oriental, Nuevo León, México. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 15(2), 115–120. Obtenido de http://www.chapingo.mx/revistas/forestales/contenido.php?id_revista_numero=40
- Comisión Nacional Forestal (CONAFOR). (2006). *Protección, restauración y conservación de suelos forestales: Manual de obras y prácticas*. México: Autor.
- DeWolfe, V. G., Santi, P. M., Ey, J., & Gartner, J. E. (2008). Effective mitigation of debris flows at Lemon Dam, La Plata County, Colorado. *Geomorphology*, 96(3-4), 366–377. doi: 10.1016/j.geomorph.2007.04.008
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). (1998). *World reference base for soil resources*. Rome: Author. Consultado 14-01-2014 en <http://www.fao.org/docrep/w8594e/w8594e00.HTM>
- Flores, F. J. D., & Almanza, P. B. E. (1991). Observación sobre el arbolado de la “Alameda Zaragoza” del Saltillo, Coahuila, con especial referencia a su estado de vigorosidad. *Agraria*, 7(1), 36–47. Obtenido de http://www.uaaan.mx/DirInv/portal_agraria/agrariaV/Contenidos_agr_1a/Agraria07_01_91.pdf
- González-Tagle, M. A., Schwendenmann, L., Jiménez, J., & Himmelsbach, W. (2007). Reconstrucción del historial de incendios y estructura forestal en bosques mixtos de pino-encino en la Sierra Madre Oriental. *Madera y Bosques*, 13(2), 51–63. Obtenido de <http://redalyc.uaemex.mx/redalyc/pdf/617/61713205.pdf>
- González-Tagle, M. A., Schwendenmann, L., Pérez, J. J., & Schulz, R. (2008). Forest structure and woody plant species composition along a fire chronosequence in mixed pine-oak forest in the Sierra Madre Oriental, Northeast Mexico. *Forest Ecology and Management*, 256(1-2), 161–167. doi: 10.1016/j.foreco.2008.04.021
- Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática (INEGI). (1986). *Síntesis Geográfica del Estado de Nuevo León*. México: Autor.
- Infalt, S. B., & Young, T. P. (2008). Forest restoration in campgrounds at Kings Canyon National Park, California. *Ecological Restoration*, 26(4), 302–310. doi:10.3368/er.26.4.302
- Jardel-Peláez, E. J., Alvarado-Celestino, E., Morfín-Ríos, J. E., Castillo-Navarro, F., & Flores-Garnica, J. G. (2009). *Regímenes de fuego en ecosistemas forestales de México*. México: Mundi-Prensa.
- Jiménez, J., Jurado, E., Aguirre, O., & Estrada, E. (2005). Effect of grazing on restoration of endemic dwarf pine (*Pinus culminicola* Andresen et Beaman) populations in Northeastern Mexico. *Restoration Ecology*, 13(1), 103–107. doi: 10.1111/j.1526-100X.2005.00012.x
- Jiménez, P. J., Aguirre, C. O., & Kramer, H. (2001). Análisis de la estructura horizontal y vertical en un ecosistema multicohortal de pino-encino en el norte de México. *Investigaciones Agrarias: Sistema y Recursos Forestales*, 10(2), 355–366. Obtenido de <http://www.inia.es/IASPF/2001/vol10-2/jimem.PDF>

- Jiménez-Pérez, J., Alanís-Rodríguez, E., González-Tagle, M. A., Aguirre-Calderón, O. A., & Treviño-Garza, E. J. (2013). Characterizing regeneration of woody species in areas with different land-history tenure in the Tamaulipan thornscrub, Mexico. *The Southwestern Naturalist*, 58(3), 299–304. doi: 10.1894/0038-4909-58.3.299
- Li, L. F., Liao, J. X., Jiang, M. X., Huang, H. D., & He, D. (2010). Effects of dry storage and water submersion on seed germination of 21 herbaceous species indigenous to the Three Gorges Reservoir Region: *Plant Science Journal*, 30(1), 99–104. doi:10.3724/SP.J.1142.2010.00099
- Llovet, J., Ruiz-Valera, M., Josa, R., & Vallejo, V. R. (2009). Soil responses to fire in Mediterranean forest landscapes in relation to the previous stage of land abandonment. *International Journal of Wildland Fire*, 18(2), 222–232. doi: 10.1071/WF07089
- Long, W., Yang, X., & Li, D. (2012). Patterns of species diversity and soil nutrients along a chronosequence of vegetation recovery in Hainan Island, South China. *Ecological Research*, 27(3), 561–568. doi: 10.1007/s11284-011-0923-3
- Magurran, A. E. (1988). *Ecological diversity and its measurement*. New Jersey, USA: Princeton University Press.
- Maldonado, M. M. de L., Rodríguez, T. D. A., Guízar, N. E., Velázquez, M. J., & Nández, J. S. (2009). Reducción en riqueza de especies arbóreas por incendios en la Reserva Selva El Ocote, Chiapas. *Ciencia Forestal en México*, 34(106), 127–148. Obtenido de <http://www.scielo.org.mx/pdf/cfm/v34n106/v34n106a7.pdf>
- Martella, M. B., Trumper, E. V., Bellis, L. M., Renison, D., Giordano, P. F., Bazzano, G., & Gleiser, R. M. (2012). *Manual de ecología. Evaluación de la biodiversidad. REDUCA (Biología)*, 5(1), 71–115. Obtenido de <http://revistareduca.es/index.php/biologia/article/viewFile/917/928>
- Mata, B. J. M., Treviño, G. E. J., Jiménez, P. J., Aguirre, C. O. A., Alanís, R. E., & Salinas, C. W. E. (2010). Evaluación de la siembra directa con especies de pino en la restauración de un ecosistema semiárido-templado. *Ciencia UANL*, 13(1), 72–77. Obtenido de <http://www.redalyc.org/pdf/402/40211897011.pdf>
- Matthews, T. J., & Whittaker, R. J. (2014). Fitting and comparing competing models of the species abundance distribution: Assessment and prospect. *Frontiers of Biogeography*, 6(2), 1–18. Obtenido de <http://escholarship.org/uc/item/3gz504j3>
- Myronidis, D. I., Emmanouloudis, D. A., Mitsopoulos, I. A., & Riggos, E. E. (2010). Soil erosion potential after fire and rehabilitation treatments in Greece. *Environmental Modeling & Assessment*, 15 (4), 239–250. doi:10.1007/s10666-009-9199-1
- Ortíz-Rodríguez, J. N., & Rodríguez-Trejo, D. A. (2008). Incremento en biomasa y supervivencia de una plantación de *Pinus hartwegii* Lindl. en áreas quemadas. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 14(2), 89–95. Obtenido de http://www.chapingo.mx/revistas/forestales/contenido.php?id_revista_numero=38
- Pausas, J. G., Bladé, C., Valdecantos, A., Seva, J. P., Fuentes, D., Alloza, J. A., ... Vallejo, R. (2004). Pines and oaks in the restoration of Mediterranean landscapes of Spain: New perspectives for an old practice – a review. *Plant Ecology*, 171(1-2), 209–220. doi:10.1023/B:VEGE.0000029381.63336.20
- Prado, P. I., & Dantas, M. M. (2014). Sads: Maximum likelihood models for species abundance distributions. Consultado 02-07-2014 en <http://cran.r-project.org/web/packages/sads/index.html>
- R Development Core Team. (2011). *R: A language and environment for statistical computing*. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing.
- Ramírez-Delgadillo, M. (2011). *Metodología para realizar y presentar los informes de sobrevivencia inicial (ISI) de las plantaciones forestales comerciales*. México: Comisión Nacional Forestal.
- Robichaud, P. R. (2001). Fire and erosion: Evaluating the effectiveness of a post-fire rehabilitation treatment, contour-felled logs. USA: American Society of Civil Engineers. doi:10.1061/40499(2000)36
- Robichaud, P. R. (2005). Measurement of post-fire hillslope erosion to evaluate and model rehabilitation treatment effectiveness and recovery. *International Journal of Wildland Fire*, 14(4), 475–485. doi: 10.1071/WF05031
- Rodríguez-Trejo, D. A. (2008). Fire regimes, fire ecology, and fire management in Mexico. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 37(7), 548–556. doi:10.1579/0044-7447-37.7.548
- Rodríguez-Trejo, D. A., & Fulé, P. Z. (2003). Fire ecology of Mexican pines and a fire management proposal. *International Journal of Wildland Fire*, 12(1), 23–37. Obtenido de <http://www.publish.csiro.au/paper/WF02040>
- Salgado, E. J., López, M. H. L., & Acosta, J. O. (2006). Los suelos del Parque Nacional Viñales, Pinar del Río, Cuba. Condiciones genéticas y ambientales. *Cuadernos Geográficos*, 38, 195–205. Obtenido de <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=17103808>
- Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). (2014). Base de Datos Estadísticos-Badesniarn. Consultado 20-02-2014 en <http://www.semarnat.gob.mx/temas/estadisticas-ambientales/badesniar>
- SPSS Inc. (2006). *SPSS software 15.0*. Chicago, USA: Author.
- Wagenbrenner, J. W., MacDonald, L. H., & Rough, D. (2006). Effectiveness of three post-fire rehabilitation treatments in the Colorado Front Range. *Hydrological Processes*, 20(14), 2989–3006. doi:10.1002/hyp.6146
- Wohlgemuth, P. M., Hubbert, K. R., & Robichaud, P. R. (2001). The effects of log erosion barriers on post-fire hydrologic response and sediment yield in small forested watersheds, southern California. *Hydrological Processes*, 15(15), 3053–3066. doi:10.1002/hyp.391
- Yocom, L. L., Fulé, P. Z., Brown, P. M., Cerano-Paredes, J., Villanueva-Díaz, J., Falk, D. A., & Cornejo-Oviedo, E. (2010). El Niño-southern oscillation effect on a fire

regime in northeastern Mexico has changed over time. *Ecology*, 91(6), 1660–1671. doi: 10.1890/09-0845.1

Zavala-Chávez, F. (2001). *Introducción a la ecología de la regeneración natural de encinos*. México: Universidad Autónoma Chapingo.