



Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y
del Ambiente

ISSN: 2007-3828

rforest@correo.chapingo.mx

Universidad Autónoma Chapingo
México

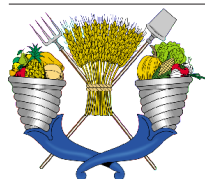
Pavón, Numa P.; Moreno, Claudia E.; Ramírez-Bautista, Aurelio
BIOMASA DE RAÍCES EN UN BOSQUE TEMPLADO CON Y SIN MANEJO FORESTAL EN
HIDALGO, MÉXICO
Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente, vol. 18, núm. 3, septiembre-diciembre,
2012, pp. 303-312
Universidad Autónoma Chapingo
Chapingo, México

Disponible en: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=62926234004>

- Cómo citar el artículo
- Número completo
- Más información del artículo
- Página de la revista en redalyc.org

redalyc.org

Sistema de Información Científica
Red de Revistas Científicas de América Latina, el Caribe, España y Portugal
Proyecto académico sin fines de lucro, desarrollado bajo la iniciativa de acceso abierto



BIOMASA DE RAÍCES EN UN BOSQUE TEMPLADO CON Y SIN MANEJO FORESTAL EN HIDALGO, MÉXICO

ROOT BIOMASS IN A TEMPERATE FOREST WITH AND WITHOUT FOREST MANAGEMENT IN HIDALGO, MEXICO

Numa P. Pavón*; Claudia E. Moreno; Aurelio Ramírez-Bautista

Centro de Investigaciones Biológicas. Col. Centro. Apartado Postal 69. Pachuca, Hidalgo, C. P. 42000. México.

Correo-e: npavon@uah.edu.mx (*Autor para correspondencia).

RESUMEN

Las raíces son buenos indicadores funcionales del ecosistema ya que constituyen gran parte de la biomasa viva del suelo y ejercen un control sobre los procesos de pedogénesis, la producción de materia orgánica y la dinámica de los nutrientes. En este trabajo se comparó la biomasa de raíces gruesas y finas entre un bosque conservado y un bosque con manejo forestal de corte selectivo. La biomasa promedio de raíces no difirió significativamente entre sitios ($P = 0.185$). La biomasa en el bosque con manejo forestal fue de $3.05 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$ (E. E. = 0.25) y de $3.39 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$ (E. E. = 0.24) en el bosque conservado. Las raíces finas ocuparon el mayor porcentaje de la biomasa en ambos tipos de bosque, aunque sus valores no difirieron significativamente entre sitios ($P = 0.095$). De acuerdo con los resultados, al parecer, el manejo forestal de tipo de corte selectivo mantiene las condiciones ambientales y en particular del suelo, lo que permite contener una biomasa similar a la de un bosque conservado bajo condiciones naturales.

Recibido: 18 de julio de 2011
Aceptado: 27 de junio de 2012
doi: 10.5154/r.rchscfa.2011.07.052
<http://www.chapingo.mx/revistas>

PALABRAS CLAVE:
Funcionamiento del ecosistema, raíces finas, bosque de pino-encino.

ABSTRACT

The effect of forest management on biodiversity and ecosystem processes has been little studied in Mexican temperate forests. In this way, roots are good functional indicators of an ecosystem because they constitute much of the living ground biomass and exert control over soil formation processes, organic matter production and nutrient dynamics. This study compares coarse and fine root biomass from a protected forest and a managed area where there was selective logging during 2003 and 2004, resulting in the removal of 10 % of the trees. The average root biomass did not differ significantly between sites ($P = 0.185$). Root biomass in the managed forest was $3.05 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$ (S.E. = 0.25) and $3.39 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$ (S.E. = 0.24) in the preserved forest. Fine roots occupied the highest percentage of the biomass in both forest types, although their values did not differ significantly between sites ($P = 0.095$). As the results suggest, selective logging maintains environmental conditions, particularly those of the soil, which allows having similar biomass to that in the forest preserved under natural conditions.

KEYWORDS: Forest management, fine roots, pine-oak forest, Hidalgo, Mexico.

INTRODUCCIÓN

La estimación de la biomasa y la productividad primaria son parámetros que reflejan la salud del ecosistema y permiten generar hipótesis sobre las repercusiones que la perturbación antrópica ocasiona sobre la dinámica del bosque (Donoso, Sánchez, Obispo, & Herrera, 2002; Rapport, Costanza, & McMichael, 1998; Wallace et al., 1997). En este sentido, en pocos trabajos se ha considerado que las raíces son indicadores funcionales del ecosistema, a pesar de que constituyen gran parte de la biomasa viva del suelo y ejercen un control sobre los procesos de pedogénesis, la producción de mate-

INTRODUCTION

Biomass estimation and primary productivity are the main parameters that reflect ecosystem health, and they also enable generating hypotheses about the effects of manmade disturbances on forest dynamics (Donoso, Sánchez, Obispo, & Herrera, 2002; Rapport, Costanza, & McMichael, 1998; Wallace et al., 1997). In this regard, few studies have considered roots as functional ecosystem indicators, although they constitute much of the living ground biomass and exert control over pedogenesis processes, organic matter production, nutrient dynamics and water potential (Gill & Jackson, 2000; Nívar-Cháidez &

ria orgánica, la dinámica de los nutrientes y el potencial hídrico (Gill & Jackson, 2000; Návar-Cháidez & Jurado-Ybarra, 2009). Además, las raíces están relacionadas con la microflora y con la fauna edáfica en una gama amplia de ecosistemas naturales, agrícolas y forestales, y frecuentemente están asociadas con bacterias fijadoras de nitrógeno, hongos (micorrizas) o actinobacterias (Lavelle & Spain, 2001).

Las raíces generalmente se clasifican en finas y gruesas. Las raíces finas tienen diámetros menores de 2 mm y en ocasiones menores de 5 mm, siendo éstas las más estudiadas ya que cumplen con la función de absorción de agua y nutrimentos (MacDiken, 1997; Pavón, 2005). Además, las raíces finas pueden representar entre 90 y 95 % de la longitud total de las raíces y, por tanto, constituyen la mayor superficie de contacto con el suelo (Baker, Conner, Lockaby, Stanturf, & Burke, 2001; Bowen, 1984). La biomasa de raíces en bosques templados se ha estimado, generalmente, bajo el supuesto que representa menos del 36 % de la biomasa aérea (Santantonio, 1980) con un valor aproximado de $2.2 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$ (Jarvis, Saugier, & Schulze, 2001). Sin embargo, la biomasa de raíces sobre todo las finas es altamente variable dependiendo de la época de muestreo, las condiciones de los sitios y la composición de especies.

Los bosques templados de pino, encino o pino-encino son ecosistemas forestales de amplia extensión en México, los cuales representan cerca del 19.2 % del territorio nacional con aproximadamente 38.4 millones de ha (Challenger, 1998; Cotler, 2003; Rzedowski, 1992). Estos ecosistemas se distribuyen a lo largo de las cadenas montañosas en altitudes que varían entre 1,200 y 2,800 m (Instituto Nacional de Estadística y Geografía [INEGI], 1992; Rzedowski, 1992). En México, cerca del 35 % del área de distribución natural de los bosques templados ha sido deforestado (Challenger, 1998). Por otro lado, los bosques templados han sido fuertemente impactados por el manejo forestal, ya que esta actividad modifica la composición de especies, las condiciones microclimáticas, los flujos de materiales y la tasa de formación de claros (Martínez-Falcón, Moreno, Chávez-Peón, & Pavón, 2006; Moreno, Guevara, Sánchez-Rojas, Téllez, & Verdú, 2008).

A la fecha, se carece de estudios que hayan evaluado el efecto de las diferentes prácticas de manejo forestal sobre la biodiversidad y los procesos ecosistémicos. Sin embargo, se ha incrementado el uso de estrategias de explotación forestal que pretenden disminuir la tasa de deforestación de los bosques templados en México. Una de estas prácticas es el corte selectivo de árboles, en el

Jurado-Ybarra, 2009). In addition, roots are related with the micro-flora and soil fauna in a wide range of natural, agricultural and forestry ecosystems, and are often associated with nitrogen-fixing bacteria, fungi (mycorrhiza) or actinobacteria (Lavelle & Spain, 2001).

Roots are usually classified into fine and coarse. Fine root diameters are less than 2 mm and sometimes less than 5 mm, with these being the most studied since they carry out water and nutrient absorbing functions (MacDiken, 1997; Pavón, 2005). Furthermore, fine roots may represent between 90 and 95 % of the total root length and thus constitute the largest contact area with the ground (Baker, Conner, Lockaby, Stanturf, & Burke, 2001; Bowen, 1984). Root biomass in temperate forests is estimated, usually, under the assumption that it represents less than 36 % of the aboveground biomass (Santantonio, 1980) with an approximate value of $2.2 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$ (Jarvis, Saugier, & Schulze, 2001). However, root biomass, especially fine roots, is highly variable depending on the sampling time, site conditions and species composition.

Temperate forests of pine, oak or pine-oak are forest ecosystems that cover large areas of Mexico, accounting for about 19.2 % of the country's landmass with about 38.4 million ha (Challenger, 1998; Cotler, 2003; Rzedowski, 1992). These ecosystems are distributed along the mountain ranges at altitudes ranging between 1,200 and 2,800 m (National Institute of Statistics and Geography [INEGI, for its acronym in Spanish], 1992; Rzedowski, 1992). In Mexico, about 35 % of the natural range of temperate forests has been deforested (Challenger, 1998). Moreover, temperate forests have been heavily impacted by forest management, because this activity changes the species composition, micro-climatic conditions, material flows and clearing rate (Martínez-Falcón, Moreno, Chávez-Peón, & Pavón, 2006; Moreno, Guevara, Sánchez-Rojas, Téllez, & Verdú, 2008).

To date, no studies have evaluated the effect of different forest management practices on biodiversity and ecosystem processes. However, the use of logging strategies that seek to reduce the deforestation rate of temperate forests in Mexico has increased. One of these practices is selective logging, where the tree cover is maintained as seed source (Daniel, Helms, & Baker, 1993). Although this practice provides conservation value, the effects that such logging has on temperate forest ecological processes are still unclear; this is because there is only limited information available for understanding the differences between the different forest communities and succession stages (Navar-Cháidez & Jurado-Ybarra, 2009).

que se mantiene una cubierta arbórea como fuente de semillas (Daniel, Helms, & Baker, 1993). Aunque esta práctica ofrece valor para la conservación, aún no son claros los efectos que este tipo de explotación forestal tiene sobre los procesos ecológicos de los bosques templados, ya que la información es limitada para entender las diferencias entre comunidades forestales y los diferentes estados sucesionales (Návar-Cháidez & Jurado-Ybarra, 2009).

El objetivo principal de la presente investigación fue comparar la biomasa de raíces gruesas y finas entre zonas de un bosque conservado y zonas de un bosque bajo con manejo forestal de corte selectivo, con el fin de evaluar si esta práctica tiene un efecto que perjudique el desarrollo de las raíces en bosques de pino-encino.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El trabajo se realizó en la unidad de manejo ambiental con aprovechamiento forestal denominada "Rancho Santa Elena" (SEMARNAT-UMA-EX-0027-HGO). El sitio se ubica en el municipio de Huasca de Ocampo (20° 06' 07"- 20° 09' 50" N y 98° 30' 04"- 98° 32' 06" O; 2,300-2,700 m de altitud) en la Sierra de las Navajas en el estado de Hidalgo, México (Figura 1). La zona presenta un clima templado húmedo con lluvias en verano y otoño, con presencia de canícula en julio. La precipitación promedio anual es de 836.7 mm y la temperatura promedio anual es de 13.3 °C (estación meteorológica El Zembo; Pavón & Meza-Sánchez, 2009). El tipo de suelo pertenece a la unidad Andosol, subunidad Andosol ócrico, derivado de calizas, lutitas y areniscas (Consejo Estatal de Ecología [COEDE], 2001). La vegetación predominante en el sitio es el bosque de pino-encino con 90 % de la extensión del rancho (944 ha). Una extensión considerable del bosque se mantiene con fines de conservación (219 ha) y el resto tiene aprovechamiento forestal. El manejo forestal más común es el método silvícola de árboles semilleros o "árboles padre" (Musalem, Sánchez, & Becerra, 1998), pero además, se realiza el corte selectivo y la plantación de *Pinus patula*.

La investigación se realizó en dos condiciones de bosque, una sujeta a manejo forestal de corte selectivo (25 ha) y otra en un bosque conservado (28 ha) (Figura 1). El bosque conservado presenta un dosel cerrado de árboles de pino (*Pinus patula* Schltdl. & Cham. y *Pinus teocote* Schltdl. & Cham.), encino (*Quercus crassifolia* Trel., *Quercus laurina* Liebm. ex A. DC. y *Quercus rugosa* (Masam.) J. C. Liao) y otras especies leñosas de talla menor como *Arbutus* sp. L. El bosque manejado

The main objective of this research was to compare coarse and fine root biomass between a preserved forest and a selectively-logged managed forest, in order to assess whether this practice has a detrimental effect on root development in pine-oak forests.

MATERIALS AND METHODS

Study area

The study was conducted in the environmental management logging unit named "Rancho Santa Elena" (SEMARNAT-UMA-EX-0027-HGO). The site is located in the municipality of Huasca de Ocampo (20° 06' 07" - 20° 09' 50" N and 98° 30' 04" - 98° 32' 06" W; 2,300 to 2,700 m altitude) in Sierra de las Navajas, state of Hidalgo, Mexico (Figure 1). The area has a humid-temperate climate with rains in summer and autumn, and high summer drought in July. Average annual rainfall is 836.7 mm and the average annual temperature is 13.3 °C (weather station El Zembo; Pavón & Meza-Sánchez, 2009). The soil belongs to the Andosol unit, ochric Andosol subunit, and it is derived from limestone, lutite and sandstone (State Board of Ecology [COEDE, for its acronym in Spanish], 2001). The predominant vegetation on the site is pine-oak forest that covers 90 % of the ranch (944 ha). A considerable section of the forest is set aside for conservation purposes (219 ha), whilst the rest is allocated for logging. The most common forest management is the forestry method known as seed trees or "parent trees" (Musalem, Sánchez, & Becerra, 1998), but selective cutting and planting of *Pinus patula* is also performed.

The research was conducted in two forest conditions, one subject to selective logging forest management (25 ha) and the other in a preserved forest (28 ha) (Figure 1). The preserved forest has a closed canopy of pine trees (*Pinus patula* Schltdl & Cham. and *Pinus teocote* Schltdl & Cham.), oak (*Quercus crassifolia* Trel., *Quercus laurina* Liebm. ex A. DC., and *Quercus rugosa* (Masam.) J.C. Liao) and other small ligneous species such as *Arbutus* sp. L. The managed forest shares tree species with the preserved forest. Both sites have similar topography and no fires have occurred in at least the last 40 years. In 2003 and 2004, about 10 % of the trees in the managed forest were logged, whilst the preserved forest has remained unlogged.

Fieldwork

Cylinder-shaped soil samples (8 cm in diameter and 30 cm in depth) were collected using the X sampling method, separating each sample with a distance of 10 m (Keyes & Grier, 1981). At each site (preserved and man-

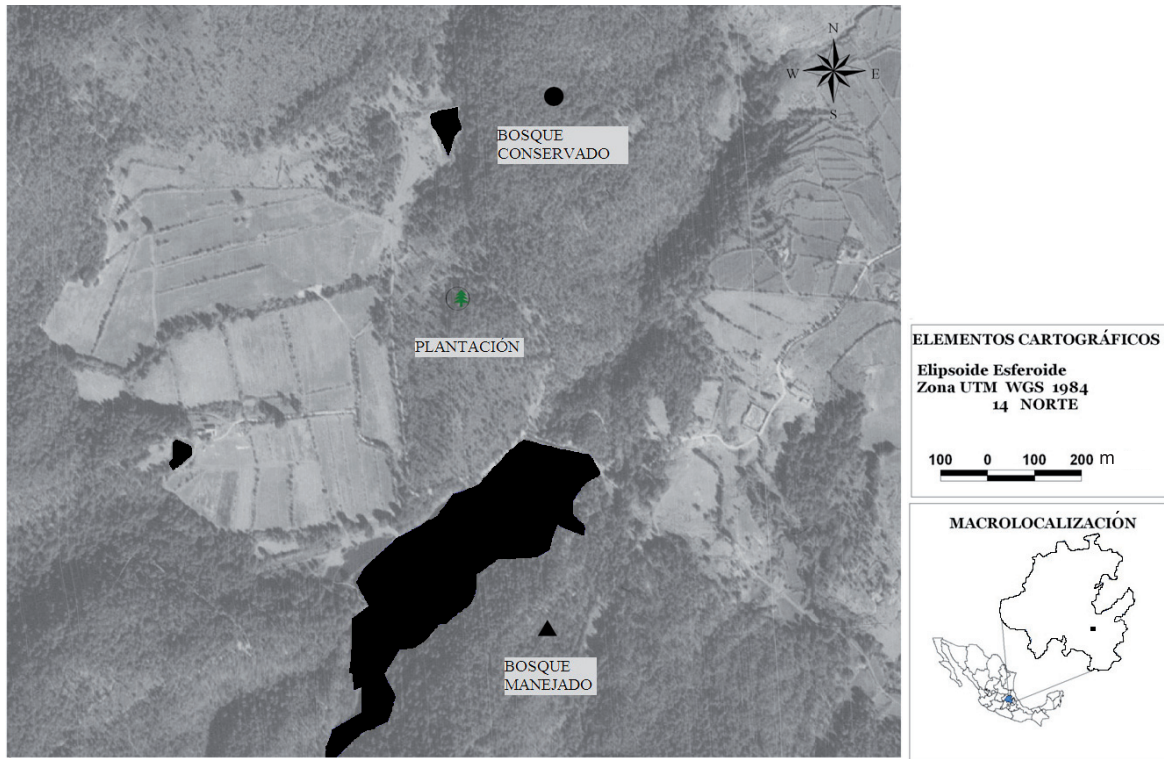


FIGURA 1. Localización geográfica del área de estudio donde se realizaron los muestreos de suelo. Las áreas en negro representan cuerpos de agua. Elaboración del mapa con base en fotografías aéreas del año 2000 del Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática.

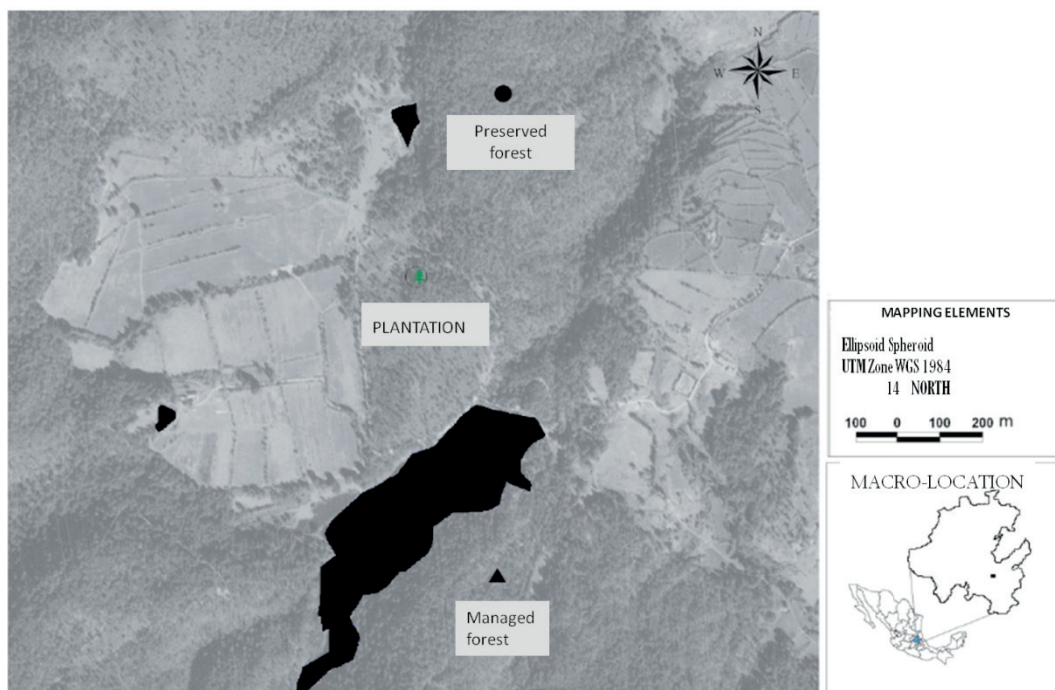


FIGURE 1. Geographic location of the study area in which soil sampling was conducted. The black areas represent water bodies. Map production based on aerial photographs of year 2000, by INEGI.

comparte las especies arbóreas con el bosque conservado. Ambos sitios poseen topografía similar y no han ocurrido incendios por lo menos en los últimos 40 años. Durante los años 2003 y 2004 se cortó cerca del 10 % de los árboles en el bosque con manejo, mientras que el bosque conservado se ha mantenido sin cortas.

Trabajo de campo

Se colectaron muestras cilíndricas de suelo de 8 cm de diámetro y 30 cm de profundidad mediante un muestreo sistemático en forma de X, separando cada muestra con una distancia de 10 m (Keyes & Grier, 1981). En cada sitio (bosque conservado y bosque con manejo forestal) se colectaron 60 muestras de suelo que fueron colocadas en bolsas de plástico, etiquetadas y guardadas hasta su procesamiento. El muestreo se realizó en época de lluvias de agosto a noviembre de 2004. Además, se estimó la abundancia de pinos y encinos, para lo cual se realizaron dos transectos de 5 x 150 m en cada sitio (Krebs, 1999).

Trabajo de laboratorio

Cada muestra de suelo fue tamizada (malla de 0.12 mm) para deshacer grumos y eliminar hojas, madera y fauna. Este procedimiento se repitió en tres ocasiones para cada muestra. Las raíces fueron separadas manualmente (Pavón, 2005; Vogt, Vogt, & Bloomfield, 1998) y se lavaron para eliminar completamente los restos de tierra, después fueron secadas en una estufa (LAB-LINE, modelo 3513) a 70 °C durante tres días. Todo el procedimiento fue realizado cuidadosamente para evitar la pérdida de las raíces. Posteriormente, éstas fueron clasificadas, con base en el diámetro, como raíces finas (< 3 mm) y gruesas (> 3 mm). La clasificación se realizó con ayuda de un vernier para tomar las medidas del diámetro de las raíces. Finalmente, la biomasa seca de las raíces fue pesada en una balanza de 0.01 g de precisión (OHAUS, modelo CT 200) (Newbold, 1968).

Por otro lado, una muestra compuesta de suelo de cada sitio fue analizada para determinar la densidad aparente, textura, pH (KCl 1:2.5), conductividad eléctrica, materia orgánica, carbono, concentración de iones y sales intercambiables, (sodio, potasio, calcio, magnesio) y el nitrógeno total, con el fin de describir las propiedades físico-químicas del suelo (Pérez, Armesto, & Ruthsatz, 1991).

Análisis de los datos

La comparación de la biomasa de raíces finas entre los sitios se realizó con un análisis de varianza usando un modelo completamente aleatorizado con arreglo factorial

aged forests) 60 soil samples were collected, placed in plastic bags, labeled and stored until processing. Sampling was carried out during the rainy season from August to November 2004. In addition, the abundance of pines and oaks was estimated, for which two transects of 5 x 150 m were established at each site (Krebs, 1999).

Laboratory work

Each soil sample was sifted (0.12 mm sieve) to break lumps and remove leaves, wood and fauna. This procedure was repeated three times for each sample. Roots were separated manually (Pavón, 2005; Vogt, Vogt, & Bloomfield, 1998) and washed to remove all traces of dirt, after which the roots were dried in an oven (Lab-Line, Model 3513) at 70 °C for three days. The entire procedure was conducted carefully to avoid the loss of roots. Subsequently, they were classified based on their diameter, as fine (< 3 mm) and coarse (> 3 mm) roots. The classification was performed using a vernier caliper to measure root diameter. Finally, dry root biomass was weighed on a 0.01 g precision balance (OHAUS, CT model 200) (Newbold, 1968).

Additionally, a composite soil sample from each site was analyzed to determine bulk density, texture, pH (KCl 1:2.5), electrical conductivity, organic matter, carbon, concentration of ions and interchangeable salts (sodium, potassium, calcium, and magnesium) and total nitrogen, in order to describe the physiochemical soil properties (Pérez, Armesto & Ruthsatz, 1991).

Data analysis

The comparison of fine root biomass between sites was performed through analysis of variance using a completely randomized model with a 2 x 2 factorial arrangement: the site (preserved forest and managed forest) and root type (fine and coarse). Prior to analysis, the root biomass data were transformed with $(Y+1)^{1/2}$ to fulfill the assumption regarding data normality. The normality was checked with the Shapiro-Wilk test (Zar, 1999). Analyses were performed using the statistical package Systat version 12.

RESULTS AND DISCUSSION

The same species of pine (*Pinus teocote*, *P. patula* and *P. montezumae*) and oak (*Quercus crassifolia*, *Q. laurina* and *Q. rugosa*) were found in both forests (preserved and managed). The number of trees in the preserved forest was larger than in the managed one. The preserved forest had 1.093 pines·ha⁻¹ and 400 oaks·ha⁻¹, whilst the managed forest presented 667 pines·ha⁻¹ and 213 oaks·ha⁻¹.

2 x 2: el sitio (bosque conservado y bosque manejado) y el tipo de raíz (raíces finas y raíces gruesas). Previo al análisis, los datos de biomasa de raíces fueron transformados con $(Y+1)^{1/2}$, para cumplir con el supuesto de normalidad de los datos. La normalidad se verificó con la prueba de Shapiro-Wilk (Zar, 1999). Los análisis se realizaron usando el paquete estadístico Systat versión 12.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Tanto en bosque conservado como en el manejado se encontraron las mismas especies de pinos (*Pinus teocote*, *P. montezumae* y *P. patula*) y encinos (*Quercus crassifolia*, *Q. laurina* y *Q. rugosa*). El número de árboles fue mayor en el bosque conservado que en el bosque manejado. El bosque conservado tuvo 1,093 pinos·ha⁻¹ y 400 encinos·ha⁻¹, mientras que el bosque manejado presentó 667 pinos·ha⁻¹ y 213 encinos·ha⁻¹.

La biomasa promedio de raíces en el bosque con manejo forestal fue de 3.05 Mg·ha⁻¹ (E.E. = 0.25) y de 3.39 Mg·ha⁻¹ (E.E. = 0.24) en el bosque conservado. Estos valores no difirieron estadísticamente ($F = 1.77$, $P = 0.185$). En ambos sitios, las raíces finas ocuparon el mayor porcentaje de las raíces con 66.8 % en el bosque con manejo y 60.9 % en el bosque conservado. Las diferencias entre la biomasa de raíces finas y gruesas fue significativa ($F = 46.07$, $P = 0.0001$) (Figura 2), mientras que la interacción entre sitios y tipo de raíz no fue significativa ($F = 1.71$, $P = 0.193$). La biomasa de raíces estimada en este trabajo es de las más bajas que se han reportado para bosques templados. En algunas regiones de Chile se han encontrado valores de biomasa de raíces superficiales (< 3 mm de diámetro) que varían de 2.5 Mg·ha⁻¹ hasta 100 Mg·ha⁻¹ en bosques mixtos de coníferas y laurifoliadas, respectivamente (Burke & Raynal, 1994; Pérez et al., 1991). El valor obtenido en el bosque conservado fue menor a lo reportado en otros bosques de pino-encino con valores alrededor de 5.4 Mg·ha⁻¹ (McClagherty, Aber, & Melillo, 1982). Sin embargo, el valor encontrado en nuestro trabajo es muy similar a lo reportado para un bosque de *Pseudotsuga menziesii*, en el que se estimó un valor de 3.2 Mg·ha⁻¹ (E.E. = 1.92) (Keyes & Grier, 1981). Estas diferencias en los valores de biomasa pueden ser causadas por las condiciones particulares de cada sitio como las climáticas, edáficas y de las especies dominantes (Pritchett, 1986). Otros factores que afectan el crecimiento de las raíces son la edad de los individuos, la disponibilidad de agua y de nutrientes, la temperatura, el grado de compactación del suelo, aireación y la presencia de sustancias tóxicas (Makkonen & Helmisaari, 1998). Por tanto, dada la alta heterogeneidad ambiental, las comparaciones entre sitios deban ser tomadas con precaución. Además,

The average root biomass was 3.05 Mg·ha⁻¹ (S.E. = 0.25) in the managed forest, and 3.39 Mg·ha⁻¹ (S.E. = 0.24) in the preserved forest. These values were not statistically different ($F = 1.77$, $P = 0.185$). In both places, fine roots had the greatest percentage of roots with 66.8 % in the managed forest and 60.9 % in the preserved forest. The differences between fine and coarse root biomass was significant ($F = 46.07$, $P = 0.0001$) (Figure 2), whilst the interaction between root type and sites was not significant ($F = 1.71$, $P = 0.193$). The root biomass estimated in this paper is the lowest that has been reported for temperate forests. In some regions of Chile, values of surface root biomass (< 3 mm in diameter) ranging from 2.5 Mg·ha⁻¹ to 100 Mg·ha⁻¹ have been reported in coniferous and laurophyll mixed forest, respectively (Burke & Raynal, 1994; Perez et al., 1991). The value obtained in the preserved forest was lower than that reported in other pine-oak forests with values around 5.4 Mg·ha⁻¹ (McClagherty, Aber, & Melillo, 1982). However, the value found in this research is very similar to that reported for a *Pseudotsuga menziesii* forest, for which a value of 3.2 Mg·ha⁻¹ (S.E. = 1.92) was estimated (Keyes & Grier, 1981). These differences in biomass values can be caused by the specific conditions of each site, e.g. climate, soil and dominant species (Pritchett, 1986). Other factors affecting root growth are the age of the individuals, the availability of water and nutrients, temperature, degree of soil compaction, aeration and the presence of toxic substances (Makkonen & Helmisaari, 1998). Therefore, given the high environmental heterogeneity, comparisons between sites are to be taken with caution. In addition, below-ground biomass estimates have methodological problems, since some sampling techniques underestimate and others overestimate such biomass (Neill, 1992).

The soils of the two sites were similar with sandy loam texture type and sandy clay loam; both soils were acidic with pH between 4.5 and 5.1. The electrical conductivity was higher in the preserved forest and the highest percentage of nitrogen was found in the managed forest (Table 1). One of the main limitations for forest development is the presence of clay soils which, due to their low penetrability, create a limited presence of fine roots in coniferous forests (Cozzo, 1976; Rodriguez, Hofmann, & Espinosa, 2003). The high clay percentage in the preserved forest may explain why the root biomass was low compared with that reported for other similar ecosystems. Another factor to consider is that the biomass was estimated from sampling at 30 cm deep, so that the reported value could be an underestimate. There is no methodological standardization on the depth of soil sampling to estimate below-ground biomass even though the volume of soil available to roots is determined by soil depth (Pritchett, 1986). In this regard, soil depth is usually determined arbitrarily by direct observation of the root system (Stone, 1987). Therefore, a better knowledge of the density and

las estimaciones de biomasa subterránea tienen problemas metodológicos, ya que algunas técnicas de muestreo subestiman y otras sobreestiman dicha biomasa (Neill, 1992).

El suelo de los sitios fue similar con textura de tipo migajón arenoso y migajón arcilloso arenoso, ambos suelos fueron ácidos con pH entre 4.5-5.1. La conducti-

distribution of fine and coarse tree roots below ground, and their relationship with soil properties, can be an important tool in the development of models to predict the below-ground productivity of each site, which in turn allow better estimates of carbon fixing.

From the variables for the physical environment where roots develop, the carbon content can be high-

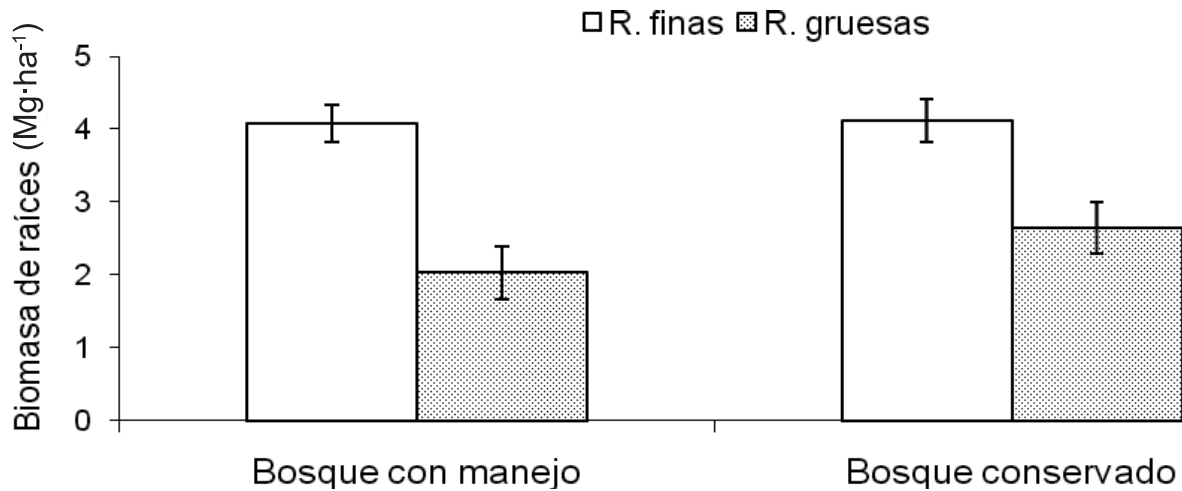


FIGURA 2. Valores promedio (\pm error estándar) de la biomasa de raíces en los sitios de muestreo. Las raíces fueron separadas por clases diamétricas: raíces gruesas (> 3 mm) y raíces finas (< 3 mm).

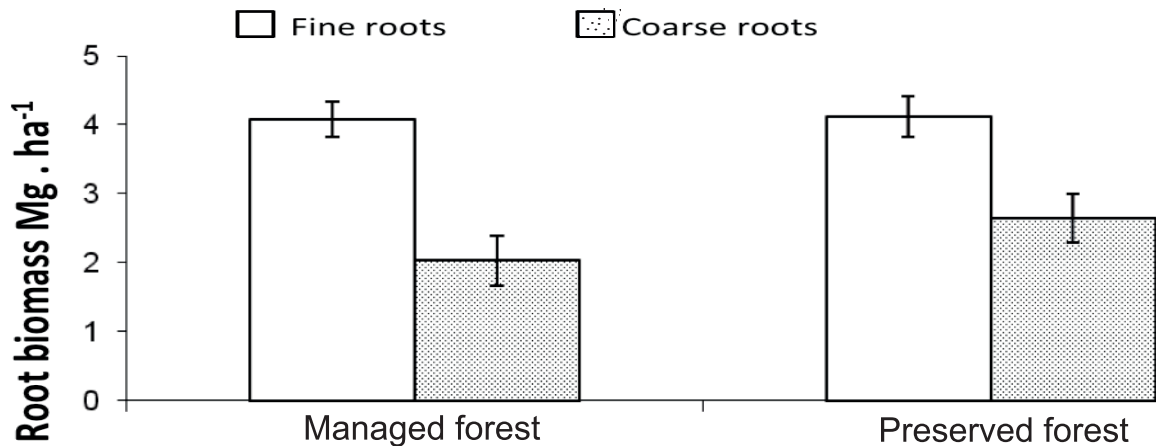


FIGURE 2. Average values (\pm standard error) of root biomass in the sampling sites. Roots were separated by size classes: coarse roots (> 3 mm) and fine roots (< 3 mm).

vidad eléctrica fue mayor en el bosque conservado y el mayor porcentaje de nitrógeno se encontró en el bosque manejado (Cuadro 1). Una de las principales limitaciones para el desarrollo forestal es la presencia de suelos arcillosos, debido a la escasa penetrabilidad, lo que genera una presencia limitada de raíces finas en bosques de coníferas con este tipo de suelo (Cozzo, 1976; Rodríguez, Hofmann, & Espinosa, 2003). El alto porcentaje de arcilla en el bosque conservado puede ser un factor por el cual la biomasa de raíces fue baja en comparación con lo reportado para otros ecosistemas similares. Otro factor a considerar es el hecho de que la biomasa se estimó a partir de muestreos a 30 cm de profundidad, por lo que, el valor reportado podría ser una subestimación. No existe una estandarización metodológica sobre la profundidad de muestreo de suelo para estimar biomasa subterránea a pesar de que el volumen de suelo disponible para las raíces está determinado por la profundidad del suelo (Pritchett, 1986). En tal sentido, la profundidad del suelo es generalmente determinada de forma arbitraria por la observación directa del sistema de raíces (Stone, 1987). Por tanto, un conocimiento mejor de la densidad y distribución de las raíces finas y gruesas de los árboles en la profundidad, y su relación con las propiedades del suelo, puede constituir una herramienta importante en la elaboración de modelos para predecir la productividad subterránea de cada sitio, que a su vez permitan mejores estimaciones de captura de carbono.

lighted. This is involved in the formation and stability of soil structure, influencing water and air dynamics; also, carbon mineralization determines the availability of nitrogen (Echeverría, San Martín, & Bergonzi, 1996). The carbon content, due to its high organic cation exchange capacity, is positively related to the availability of calcium, potassium and magnesium (Brejda, Karlen, Smith, & Allan, 2000). In this regard, the organic matter content of soil at both sites was similar; therefore, the recorded values of root biomass are considered to partly reflect the soil characteristics already mentioned. The similarity in the percentage of fine roots in both sites may also be a reflection of the relative homogeneity of soil chemical conditions in the two forest types.

The managed forest had lower tree abundance than the preserved forest as a result of the selective cutting of nearly 10 % of the trees between 2003 and 2004. However, three years after the logging, no differences were found in surface root biomass of both forests. This null difference could be the result of a reduction in the below-ground competition, which allowed surface root growth to fill the gaps left by the felled trees. However, one would expect biomass differences to occur at a greater soil depth due to the high contribution of coarse roots, whose main function would be to support the stem. Moreover, in a previous study the diversity of soil mesofauna in the same forest fragments was

CUADRO 1. Propiedades físico-químicas de los suelos de un bosque de pino-encino conservado y un bosque de pino-encino con manejo forestal en el Rancho Santa Elena en la Sierra de las Navajas en el estado de Hidalgo, México.

Sitio	Densidad aparente (g·mL ⁻¹)	Textura (%)			pH	CE (ds·m ⁻¹)	Materia orgánica (%)	C (%)	C.I.C.T. (Cmol·kg ⁻¹)	Sales intercambiables (mg·kg ⁻¹)				N total (%)
		Arena	Arcilla	Limo						Na	K	Ca	Mg	
Bosque conservado	1.10	58	34	8	4.7	0.0002	4.9	2.8	38.1	0.23	0.86	3.20	0.04	0.22
Bosque manejado	0.871	60	6	34	4.6	0.0036	5.9	3.4	25.1	0.78	0.12	4.32	1.10	0.41

CE = conductividad eléctrica. C.I.C.T. = Capacidad de intercambio catiónico.

TABLE 1. Physiochemical properties of soils of a preserved pine-oak forest and a pine-oak managed forest in Rancho Santa Elena, Sierra de las Navajas, Hidalgo State, Mexico.

Site	Bulk density (g·mL ⁻¹)	Texture (%)			pH	EC (ds·m ⁻¹)	Organic matter (%)	C (%)	C.I.C.T. (Cmol·kg ⁻¹)	Interchangeable salts (mg·kg ⁻¹)				N total (%)
		Sand	Silt	Clay						Na	K	Ca	Mg	
Preserved forest	1.10	58	34	8	4.7	0.0002	4.9	2.8	38.1	0.23	0.86	3.20	0.04	0.22
Managed Forest	0.871	60	6	34	4.6	0.0036	5.9	3.4	25.1	0.78	0.12	4.32	1.10	0.41

EC = Electrical conductivity. C.I.C.T. = Cation exchange capacity

De las variables del medio físico donde se desarrollan las raíces se puede destacar el contenido de carbono. Éste interviene en la formación y estabilidad de la estructura del suelo, influyendo en la dinámica del agua y del aire; además la mineralización del carbono determina la disponibilidad de nitrógeno (Echeverría, San Martín, & Bergonzi, 1996). El contenido de carbono, debido a su elevada capacidad de intercambio catiónico orgánico, se relaciona positivamente con la disponibilidad de calcio, potasio y magnesio (Brejda, Karlen, Smith, & Allan, 2000). En este sentido, el contenido de materia orgánica del suelo en ambos sitios fue similar, por lo que, consideramos que los valores registrados de biomasa de raíces son en parte reflejo de las características edáficas ya mencionadas. La similitud en el porcentaje de raíces finas en ambos sitios puede ser también el reflejo de la relativa homogeneidad de las condiciones químicas del suelo en los dos tipos de bosque.

El bosque manejado tuvo una menor abundancia arbórea que el bosque conservado como resultado del corte selectivo de aproximadamente 10 % del arbolado, entre 2003 y 2004. Sin embargo, tres años después de la corta no encontramos diferencias en la biomasa superficial de raíces entre ambos bosques. Esta nula diferencia podría ser el resultado de una reducción en la competencia subterránea que permitió el crecimiento de las raíces superficiales para cubrir los claros dejados por la corta de árboles. Sin embargo, podría esperarse que las diferencias en biomasa si ocurran a una profundidad mayor del suelo por la alta contribución de raíces gruesas, cuya principal función sería la del sostén del tallo. Por otro lado, en un estudio previo se evaluó la diversidad de la mesofauna del suelo en los mismos fragmentos de bosque (Moreno, Guevara, Sánchez-Rojas, Téllez, & Verdú, 2008). Los resultados de ese estudio señalan que la riqueza, la diversidad y la equitatividad en el bosque manejado fueron mayores que en el bosque conservado. Esto debido posiblemente a un incremento de la disponibilidad de microambientes que el propio manejo forestal generó. Estos resultados junto con lo reportado en nuestro trabajo hacen suponer que la técnica de manejo forestal de tipo de corte selectivo podría ser ambientalmente adecuada para la conservación de los procesos ecológicos de los ecosistemas boscosos de pino-encino.

CONCLUSIONES

Aunque debido a las limitaciones de este trabajo no fue posible determinar los factores que influyen en la biomasa de raíces de cada sitio, al parecer, el manejo forestal de tipo de corte selectivo no afectó las condiciones ambientales que permiten una biomasa superficial de raíces similar a la de bosque conservado bajo condiciones naturales.

evaluated (Moreno, Guevara, Sánchez-Rojas, Téllez, & Verdú, 2008). The results of that study indicate that the richness, diversity and equitability in the managed forest were higher than in the preserved forest. This is possibly due to an increase in the availability of microenvironments generated by the forest itself. These results, together with those reported in this research, suggest that the selective logging forest management technique could be environmentally suitable for the conservation of ecological processes of pine-oak forest ecosystems.

CONCLUSIONS

Although, due to the limitations of this study, it was not possible to determine the factors that influence the root biomass of each site, apparently the selective logging forest management technique did not affect the environmental conditions that allow surface root biomass similar to that of the preserved forest under natural conditions.

ACKNOWLEDGEMENTS

We thank biologist Sofía Mendoza Castillo for her help in the field and laboratory work, as well as Cecilia Chávez-Peón and Roberto Peón Campuzano for the assistance they provided for sampling at *Rancho Santa Elena*. This research was funded by the project PI-UAEH "Influence of management practices in the conservation of biodiversity of temperate forests in the state of Hidalgo."

End of English Version

AGRADECIMIENTOS

Se agradece a la Biol. Sofía Mendoza Castillo por su ayuda en el trabajo de campo y laboratorio, a la M. C. Cecilia Chávez-Peón y al Ing. Roberto Campuzano por las facilidades que nos brindaron para realizar los muestreos en el Rancho Santa Elena. Este trabajo fue financiado por el proyecto PI-UAEH "Influencia de las prácticas de manejo en la conservación de la biodiversidad de bosques templados del estado de Hidalgo".

REFERENCIAS

- Baker, T. T., Conner, W. H., Lockaby, B. G., Stanturf, J. A., & Burke, M. K. (2001). Fine root productivity and dynamics on a forested floodplain in South Carolina. *Soil Science Society of American Journal*, 65, 545–556. doi: 10.2136/sssaj2001.652545x
- Bowen, G. D. (1984). Roots as a component of tree productivity. In M. G. R. Cannell (Ed.), *Attributes of trees as crop plants* (pp. 303–315). Huntingdon: Institute of Terrestrial Ecology.
- Brejda, J. J., Karlen, D. L., Smith, J. L., & Allan, D. L. (2000). Identification of regional soil quality factors and indicators: II. Nor-

- thern Mississippi loess hills and palouse prairie. *Soil Science Society of American Journal*, 64, 2125–2135. doi: 10.2136/sssaj2000.6462125x
- Burke, M. K., & Raynal, D. J. (1994). Fine root growth phenology, production, and turnover in a northern hardwood forest ecosystem. *Plant and Soil*, 162, 135–146. doi: 10.1007/BF01416099
- Challenger, A. (1998). *Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México: Pasado, presente y futuro*. México D.F.: CONABIO-UNAM- Sierra Madre, S. C.
- Consejo Estatal de Ecología (COEDE). (2001). *Ordenamiento ecológico territorial del estado de Hidalgo, México*. Pachuca, México: Autor.
- Cotler, H. (2003). *Características y manejo de suelos en ecosistemas templados de montaña*. México D.F.: Dirección de Manejo Integral de Cuencas Hídricas-Instituto Nacional de Ecología.
- Cozzo, D. (1976). *Tecnología de la forestación en Argentina y América Latina*. Buenos Aires: Hemisferio Sur.
- Daniel, T. W., Helms, J. A., & Baker, F. S. (1993). *Principios de silvicultura*. México D.F.: McGraw-Hill.
- Donoso, S., Sánchez, C., Obispo, A., & Herrera, M. (2002). Evaluación de las modificaciones al sistema radical de eucalipto causadas por el laboreo. *Quebracho, Revista de Ciencias Forestales*, 9, 54–59. Obtenido de <http://redalyc.uaemex.mx/pdf/481/48100905.pdf>
- Echeverría, H. E., San Martín, N. F., & Bergonzi, R. (1996). Mineralización de azufre y su relación con la de nitrógeno en suelos agrícolas. *Ciencias del Suelo*, 14, 197–109. Obtenido de http://www.suelos.org.ar/publicaciones/vol_14n2/Echeverria.pdf
- Gill, R. A., & Jackson, R. B. (2000). Global patterns of root turnover for terrestrial ecosystems. *New Phytologist*, 147, 13–31. Obtenido de <http://www.jstor.org/stable/2588686>
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). (1992). *Síntesis geográfica del estado de Hidalgo*. Pachuca, México: Autor.
- Jarvis, P. G., Saugier, B., & Schulze, E. D. (2001). Productivity of boreal forests. In J. Roy, A. Saugier, & H. A. Mooney (Eds.), *Terrestrial global productivity* (pp. 211–244). San Diego: Academic Press.
- Keyes, M. R., & Grier, C. C. (1981). Above- and below-ground net production in 40-years-old Douglas-fir on low and high productivity sites. *Canadian Journal of Forest Research*, 11, 599–605. doi: 10.1139/x81-082
- Krebs, C. (1999). *Ecological methodology* (2a ed.). Menlo Park, California: Addison Wesley Longman Inc.
- Lavelle, P., & Spain, A. V. (2001). *Soil ecology*. Dordrecht, The Netherlands: Kluwer Academic Publisher.
- MacDiken, K. G. (1997). *A Guide to monitoring carbon storage in forestry and agroforestry projects*. Arlington, TX, USA: Winrock International.
- McClougherty, C. A., Aber, J. D., & Melillo, J. M. (1982). The role of fine roots in the organic matter and nitrogen budgets of two forest ecosystems. *Ecology*, 63, 1481–1490. Obtenido de <http://www.jstor.org/stable/1938874>
- Makkonen, K., & Helmisaari, H. (1998). Seasonal and yearly variations of fine-root biomass and necromass in a Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) stand. *Forest Ecology and Management*, 102, 283–290. doi: 10.1016/S0378-1127(97)00169-2
- Martínez-Falcón, A. P., Moreno, C. E., Chávez-Peón, C., & Pavón, N. P. (2006). Biodiversidad de meso y macrofauna y su influencia en la descomposición de la hojarasca en un bosque templado sujeto a manejo forestal. In E. Estrada, J. Romero, A. Equihua, C. Luna, & J. L. Rosas (Eds.), *Entomología mexicana Vol. 5 Tomo 1* (pp. 321–326). Texcoco, México: Sociedad Mexicana de Entomología-Colegio de Posgraduados.
- Moreno, C. E., Guevara, R., Sánchez-Rojas, G., Téllez, D., & Verdú, J. R. (2008). Community level patterns in diverse systems: A case study of litter fauna in a Mexican pine-oak forest using higher taxa surrogates and re-sampling methods. *Acta Oecologica*, 33, 73–84. doi: 10.1016/j.actao.2007.09.002
- Musalem, F. J., Sánchez, H., & Becerra, F. (1998). *Bases científicas para la elaboración de programas de manejo forestal en bosques de coníferas con fines de producción*. México D.F.: Secretaría de Recursos Naturales-Dirección General Forestal-Asociación Mexicana de Productores Forestales.
- Návar-Cháidez, J. J., & Jurado-Ybarra, E. (2009). Productividad foliar y radicular en ecosistemas forestales del Noreste de México. *Revista Ciencia Forestal en México*, 34, 89–106. Obtenido de <http://www.revistasinifap.org.mx/index.php/Forestales/article/view/131/122>
- Neill, C. (1992). Comparison of soil coring and ingrowth methods for measuring belowground production. *Ecology*, 73, 1918–1921. Obtenido de <http://www.jstor.org/stable/1940044>
- Newbold, P. J. (1968). Methods of estimating root production. In United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO) (Ed.), *Functioning of terrestrial ecosystems at the primary production level* (pp. 187–190). Belgium: UNESCO.
- Pavón, N. P. (2005). Biomass and root production of two plant life forms in a semiarid Mexican scrub: Responses to soil nitrogen availability. *Canadian Journal of Botany*, 83, 1317–1321. doi: 10.1139/n05-113
- Pavón, N. P., & Meza-Sánchez, M. (2009). *Cambio climático es el estado de Hidalgo: Clasificación y tendencias climáticas*. Pachuca, México: Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo.
- Pérez, C., Armesto, J. J., & Ruthsatz, B. (1991). Descomposición de hojas, biomasa de raíces y características de los suelos en bosques mixtos de coníferas y especies laurifoliadas en el Parque Nacional Chiloé, Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 64, 479–490. Obtenido de http://rchn.biologiachile.cl/pdfs/1991/3/Perez_et_al_1991.pdf
- Pritchett, W. (1986). *Suelos forestales: Propiedades, conservación y mejoramiento*. México D.F.: Limusa.
- Rapport, D. J., Costanza, R., & McMichael, A. J. (1998). Assessing ecosystem health. *Trends in Ecology & Evolution*, 13, 397–402. doi: 10.1016/S0169-5347(98)01449-9
- Rodríguez, R., Hofmann, M., & Espinosa, D. (2003). Biomass partitioning and leaf area of *Pinus radiata* trees subjected to silvopastoral and conventional forestry in the VI region, Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 76, 437–449.
- Rzedowski, J. (1992). Diversidad y orígenes de la flora fanerogámica de México. In G. Halftter (Ed.), *La diversidad biológica de Iberoamérica* (pp. 313–335). Xalapa, México: Instituto de Ecología A. C.
- Santantonio, D. (1980). Seasonal dynamics of fine roots in mature stands of Douglas-fir of different water regimens – A preliminary report. In A. Riedacker, & J. Gagnaire-Michard (Eds.), *Symposium: Root physiology and symbiosis*, Nancy (pp. 190–203). Seichamps, France: Centre Nationale de Recherches Forestières.
- Stone, E. L., & Kalisz, P. J. (1987). On the maximum extent of tree roots. *Forest Ecology and Management*, 46, 59–102. doi: 10.1016/0378-1127(91)90245-Q
- Vogt, H. A., Vogt, D. J., & Bloomfield, J. (1998). Analysis of some direct and indirect methods for estimating root biomass and production of forest at an ecosystem level. *Plant and Soil*, 200, 71–89. Obtenido de <http://www.cfr.washington.edu/classes/esrm.409/Reading/Vogt%20et%20al.%201998.pdf>
- Wallace, W., Fule, P. Z., Moore, M. M., Hart, S. C., Kolbt, E., Mast, J. N., ... Wagner, M. R. (1997). Restoring ecosystem health in ponderosa Pine forest of the Southwest. *Journal of Forestry*, 95, 23–29.
- Zar, J. (1999). *Bioestadistical analysis* (4a ed.). New York: Prentice Hall.