

Reservoirs and nutrient dynamics in two stands of *Pinus montezumae* Lamb. in Tlaxcala, Mexico

Reservorios y dinámica de nutrientes en dos rodales bajo aprovechamiento de *Pinus montezumae* Lamb. en Tlaxcala, México

Norma F. Lopez-Escobar¹; Armando Gómez-Guerrero^{1*}; Alejandro Velázquez-Martínez¹; Aurelio M. Fierros-González¹; Luis U. Castruita-Esparza²; José A. G. Vera-Castillo³

¹Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo. km 36.5 carretera México-Texcoco. C. P. 56230. Texcoco, Estado de México, México.

²Universidad Autónoma de Chihuahua, Campus Delicias, Facultad de Ciencias Agrícolas y Forestales. km 2.5 carretera Delicias-Rosales. C. P. 33000. Cd. Delicias, Chihuahua, México.

³Universidad Autónoma Chapingo. km 38.5 carretera México-Texcoco. C. P. 56230. Chapingo, Texcoco, Estado de México, México.

*Corresponding author: agomezg@colpos.mx, tel.: +52 (595) 952 0200 ext. 1475

Abstract

Introduction: Nutrient cycle studies are important to propose sustainable methods in forestry.

Objectives: To evaluate the reservoirs of N, P, K, Ca and Mg in trees, litter and mineral soil of two managed stands of *Pinus montezumae* Lamb.; estimate the decomposition rate of litter; and quantify the annual amount of nutrients required for tree growth.

Materials and methods: The study was conducted in Nanacamilpa, Tlaxcala. The biomass and mass of nutrients in trunk, branches and leaves were estimated with a destructive sampling of 10 trees.

Results and discussion: Dasometric data, reservoirs and nutrient dynamics were similar in both stands ($t, P > 0.05$). In mineral soil, the contents of N, P, K, Ca and Mg were 5 419, 68, 1 245, 9 163 and 2 029 kg·ha⁻¹, respectively; and in aerial biomass were 242, 12, 28, 167 and 118 kg·ha⁻¹, respectively. The decomposition rate of leaf-litter was -0.335. Trees require 73 to 81 kg·ha⁻¹·year⁻¹ of N, 5.2 to 5.3 kg·ha⁻¹·year⁻¹ of P and 9.4 to 10 kg·ha⁻¹·year⁻¹ of K to grow.

Conclusion: Soil nutrients could maintain forest growth for 256 years, but P could be a limiting factor if sustainable harvest practices change.

Resumen

Introducción: El estudio del ciclo de nutrientes es importante para proponer métodos de aprovechamiento sostenible en los bosques.

Objetivos: Evaluar los reservorios de N, P, K, Ca y Mg en árboles, mantillo y suelo mineral de dos rodales de *Pinus montezumae* Lamb. bajo aprovechamiento; estimar la tasa de descomposición de mantillo; y cuantificar la cantidad anual de nutrientes demandada.

Materiales y métodos: El estudio se realizó en Nanacamilpa, Tlaxcala. La biomasa y masa de nutrientes en el fuste, ramas y hojas se estimaron con un muestreo destructivo de 10 árboles.

Resultados y discusión: Los datos dasométricos, reservorios y dinámica de nutrientes fueron similares en ambos rodales ($t, P > 0.05$). En el suelo mineral, los contenidos de N, P, K, Ca y Mg fueron 5 419, 68, 1 245, 9 163 y 2 029 kg·ha⁻¹, respectivamente; y en la biomasa aérea fueron 242, 12, 28, 167 y 118 kg·ha⁻¹, respectivamente. La tasa de descomposición de hojarasca fue -0.335. El arbolado requiere, para su crecimiento, 73 a 81 kg·ha⁻¹·año⁻¹ de N, 5.2 a 5.3 kg·ha⁻¹·año⁻¹ de P y 9.4 a 10 kg·ha⁻¹·año⁻¹ de K.

Conclusión: Los nutrientes del suelo podrían mantener el crecimiento del bosque por 256 años, pero el P podría ser un limitante si las prácticas sustentables de cosecha se modifican.

Keywords: Nutrient cycle, forest harvesting, forest management, pine forests.

Palabras clave: Ciclo de nutrientes, cosecha forestal, manejo forestal, bosques de pino.

Introduction

The reservoir of nutrients and their movement in the forests is a basic knowledge that allows us to know if a harvesting system is sustainable (Johnson, Sogn, & Kvindesland, 2000). According to the literature, the export of nutrients due to forest harvesting does not threaten sustainability, since some of these are released by the parental soil material (Binkley & Fisher, 2013; Sollins et al., 1980), they return to the soil through leaf litter fall and have high retranslocation rates in the leaf mass; and forest species in general have a low demand of nutrients (Imbert, Blanco, & Castillo, 2004; Machado, Sampaio, Ferraz, Camara, & Pereira, 2016). However, it should not always be assumed that forest harvest does not affect the productive level of the land; rather it should be evaluated, since the lack of information on this subject leaves more uncertainty, especially in the case of Mexico where information is scarce.

In the canopy, nutrients are stored in trunk, branches and foliage. The duration of foliage before the fall and reabsorption of nutrients determine the average time that these reside in the aerial biomass before returning to the soil. In this respect, Rodríguez-Sanfuentes and Álvarez-Muñoz (2010) indicate that the speed of nutrient cycles influences the productivity of the forest. Although it is not always possible to study all the reservoirs and transfers, is important to measure the main soil fluxes to vegetation and vice versa, since it helps to understand the functioning of a forest ecosystem (Imbert et al., 2004).

In old forests, the largest reservoir of nutrients is in soil (Schlesinger & Bernhardt, 2013); however, the availability of some of these depends on the rate of mineralization of leaf litter more than on the magnitude of the reservoir (Grigal, 2000; Landsberg & Gower, 1997). It should be noted that inadequate forest harvesting can deplete nutrient reservoirs (Imbert et al., 2004; Landsberg & Gower, 1997; Maynard et al., 2014), due to the removal of biomass and the vulnerability of soil to erosion and compaction (Gomez, Powers, Singer, & Horwath, 2002; Grigal, 2000; Imbert et al., 2004); consequently, productivity may also be affected (Goya, Pérez, Frangi, & Fernández, 2003; Grigal, 2000).

The objectives of this study were: to evaluate the nutrient reservoirs (N, P, K, Ca and Mg) in trees, litter and mineral soil (at a depth of 80 cm) in two stands of *Pinus montezumae* Lamb. using the Mexican Method of Irregular Forest Management; estimate the decomposition rate of litter; and quantify the annual amount of nutrients that a mature stand of *P. montezumae* demands.

Introducción

El reservorio de nutrientes y su movimiento en los bosques es un conocimiento básico que permite saber si un sistema de aprovechamiento es sostenible (Johnson, Sogn, & Kvindesland, 2000). De acuerdo con la literatura, la salida de nutrientes a causa de la cosecha forestal no amenaza la sustentabilidad, debido que algunos de estos son liberados por el material parental del suelo (Binkley & Fisher, 2013; Sollins et al., 1980), regresan al suelo a través de la caída de hojarasca y tienen tasas altas de reabsorción en la masa foliar; además, las especies forestales demandan pocos de ellos (Imbert, Blanco, & Castillo, 2004; Machado, Sampaio, Ferraz, Camara, & Pereira, 2016). Sin embargo, no siempre debe asumirse que la cosecha forestal no impacta el nivel productivo de los terrenos, más bien debe ser evaluado, ya que la falta de información en el tema deja más incertidumbre que certeza, especialmente en el caso de México donde la información es escasa.

En el dosel, los nutrientes se almacenan en el fuste, ramas y follaje. La duración de follaje antes de la caída y la reabsorción de los nutrientes determinan el tiempo promedio que estos residen en la biomasa aérea antes de regresar al suelo. En este sentido, Rodríguez-Sanfuentes y Álvarez-Muñoz (2010) indican que la rapidez de los ciclos de nutrientes influye en la productividad del bosque. Aunque no siempre es posible estudiar todos los reservorios y transferencias, la medición de los flujos principales del suelo a la vegetación y viceversa es importante, ya que ayuda a comprender el funcionamiento de un ecosistema forestal (Imbert et al., 2004).

En los bosques maduros, el reservorio más grande de nutrientes está en el suelo (Schlesinger & Bernhardt, 2013); no obstante, la disponibilidad de algunos de estos depende de la velocidad de mineralización de la hojarasca más que de la magnitud del reservorio (Grigal, 2000; Landsberg & Gower, 1997). Cabe señalar que el aprovechamiento forestal inadecuado puede abatir los reservorios de nutrientes (Imbert et al., 2004; Landsberg & Gower, 1997; Maynard et al., 2014), debido a la remoción de biomasa y la vulnerabilidad del suelo a la erosión y compactación (Gomez, Powers, Singer, & Horwath, 2002; Grigal, 2000; Imbert et al., 2004); en consecuencia, la productividad también puede ser afectada (Goya, Pérez, Frangi, & Fernández, 2003; Grigal, 2000).

Los objetivos de este estudio fueron: evaluar los reservorios de nutrientes (N, P, K, Ca y Mg) en árboles, mantillo y suelo mineral (a una profundidad de 80 cm) en dos rodales de *Pinus montezumae* Lamb., aprovechados con el Método Mexicano de Ordenación de Bosques Irregulares; estimar la tasa de descomposición de

Materials and methods

Study area

The study was carried out at San José Nanacamilpa Ejido (19° 29' 0" N and 98° 32' 0" W), municipality of Nanacamilpa, Tlaxcala. According to the weather station of Nanacamilpa (29017), average annual temperature is 8 °C and average annual precipitation is 744 mm (Eric III, 2013). The two stands are composed of pure masses of *P. montezumae* and the understory is represented by *Symphoricarpos microphyllus* H. B. K., *Baccharis conferta* Kunth. and species of the genus *Senecio*, *Salvia*, *Ceanothus* and *Muhlenbergia*. Slope, exposure and altitude of the stands are: 4 %, Northeast and 2 600 m, respectively, in stand I; and 8 %, Southwest and 2 900 m, respectively, in stand II. The forest has been subject to management using the Mexican Method of Management for Irregular Forests (Hernández-Díaz, Corral-Rivas, Quiñones-Chávez, Bacon-Sobbe, & Vargas-Larreta, 2008). The average annual volume harvested is 5.9 m³·ha⁻¹, which is equivalent to approximately 3 % of the total tree volume.

Sampling site

A total of three circular sites of 0.1 ha were delimited in each stand; one site to the center and two complementary sites located at 50 m. In the three sampling sites, a soil profile of 2 × 1 × 1 m long, wide and deep, respectively, was dug and samples were taken per horizon, to analyze and estimate the mass of nutrients. The diameter at breast height (cm) and total height (m) of all the trees, of the three sites of each stand, were measured using a diametric tape and Haga clinometer, respectively.

Aerial biomass

In the stands studied, 10 trees with a diameter at breast height between 40 and 55 cm were harvested to estimate the aerial biomass. The trunk was sectioned into 2.5 m logs at the base of the tree and 1.25 m at the top, later wood volume was calculated with the Smalian formula (Romahn & Ramírez, 2010). The dry biomass per unit of green volume was determined from three wood slices of 5 cm thickness, taken along the trunk. A sub-sample was taken from each wood slice and dried in an oven with forced circulation air (Sheldon Fx14-S, USA) at 85 °C until constant weight.

Branches and foliage of each tree were separated and weighed in green, directly in the field, using a portable hook scale with a capacity of 15 kg and precision of 0.1 kg (Pasola). Separately, three subsamples of approximately 1 kg of foliage and 2 kg of branches were taken and weighed with a balance with a capacity

mantillo; y cuantificar la cantidad anual de nutrientes que un rodal maduro de *P. montezumae* demanda.

Materiales y métodos

Área de estudio

El estudio se realizó en el predio San José Nanacamilpa (19° 29' 0" N y 98° 32' 0" O), municipio de Nanacamilpa, Tlaxcala. De acuerdo con la estación meteorológica de Nanacamilpa (29017), la temperatura media anual es 8 °C y la precipitación media anual es 744 mm (Eric III, 2013). Los dos rodales están conformados por masas puras de *P. montezumae* y el sotobosque se compone por *Symphoricarpos microphyllus* H. B. K., *Baccharis conferta* Kunth. y especies de los géneros *Senecio*, *Salvia*, *Ceanothus* y *Muhlenbergia*. La pendiente, exposición y altitud de los rodales son: 4 %, Noreste y 2 600 m, respectivamente, en el rodal I; y 8 %, Suroeste y 2 900 m, respectivamente, en el rodal II. El bosque ha estado sujeto a manejo mediante el Método Mexicano de Ordenación para Bosques Irregulares (Hernández-Díaz, Corral-Rivas, Quiñones-Chávez, Bacon-Sobbe, & Vargas-Larreta, 2008). La extracción de volumen medio anual es de 5.9 m³·ha⁻¹, que equivale aproximadamente a 3 % de la existencia real total.

Sitios de muestreo

En cada rodal se delimitaron tres sitios circulares de 0.1 ha; uno al centro y dos complementarios ubicados a 50 m. En los tres sitios de muestreo se cavó un perfil de suelo de 2 × 1 × 1 m de largo, ancho y profundidad, respectivamente, y se tomaron muestras por horizonte, para su análisis y estimación de la masa de nutrientes. El diámetro normal (cm) y altura total (m) de todos los árboles, de los tres sitios de cada rodal, se midieron con cinta diamétrica y pistola Haga, respectivamente.

Biomasa aérea

En los rodales estudiados, 10 árboles con diámetro normal entre 40 y 55 cm se derribaron para estimar la biomasa aérea. El fuste se seccionó en trozas de 2.5 m en la base del árbol y 1.25 m en la parte superior; posteriormente se cubicaron con la fórmula de Smalian (Romahn & Ramírez, 2010). La biomasa seca por unidad de volumen verde se determinó a partir de tres rodajas de 5 cm de grosor, tomadas a lo largo del fuste. De cada rodaja se tomó una submuestra y se secó en una estufa con aire de circulación forzada (Sheldon Fx14-S, USA) a 85 °C hasta obtener peso constante.

Las ramas y el follaje de cada árbol se separaron y se pesaron en verde, directamente en campo, con una báscula portátil de gancho con capacidad de 15 kg y precisión de 0.1 kg (marca Pasola). Por separado se

of 2 kg and precision of 0.1 (Ohaus Scout Pro, USA). The subsamples were dried in an oven at 70 °C to estimate the moisture content and then transform the field weight to oven dry weight. The oven dry weight of plant components was obtained with the following formula:

$$PSc = Phc \frac{Phc}{(1 + Fh)}$$

where,

PSc = oven dry weight, in the field

Phc = wet weight, in the field

Fh = moisture fraction (wet weight / dry weight), in laboratory.

The proportion of total aerial biomass assigned to trunk, branches and foliage was estimated using the total biomass of each tree. Volume was estimated in the three sites of each stand with the diameters at breast height and the total tree heights, using the equation for total tree volume. Tree mass was determined using the volume and wood density.

Forest floor

A total of three leaf litter samples from the forest floor (superficial organic horizon) were obtained in each stand, using a circular frame of 30 cm in diameter (0.071 m²). A sampling point was located at the center of the stand and, approximately at 25 m, two others were located on both sides in a position perpendicular to the slope. Each sample was weighed in the field, then a sub-sample was selected and oven-dried for 72 h at 70 °C in an oven with forced air circulation (Riossa HCF-4848D, Mexico). Once the wet and dry weights were known, the amount of biomass existing in the forest floor was estimated.

Mineral soil

The samples were obtained in each horizon of the soil profiles until reaching the C-horizon depth, which was found at 115 and 95 cm in stand I and II, respectively. Only the first three horizons were sampled in the complementary sites, where the greatest amount of nutrients is concentrated. Preliminary soil determinations, carried out in the area, indicated that the greatest variability is found in the superficial soil. Samples were also taken to obtain the soil bulk density using a sliding hammer (AMS Inc., Idaho, USA) with 98.17 cm³ cylindrical soil cores. The soil samples were oven-dried at 105 °C for 12 h in an oven with forced circulation air (Riossa HCF-4848D); the bulk density was determined with the volume information and soil dry mass. Each of the profiles were analyzed per horizon, according to the Official Mexican Standard NOM-021-RECNAT-2000 (SEMARNAT, 2002) to determine: texture,

tomaron tres submuestras de aproximadamente 1 kg de follaje y 2 kg de ramas, pesadas con una balanza de capacidad de 2 kg y precisión de 0.1 g (Ohaus Scout Pro, USA). Las submuestras se secaron en estufa a 70 °C para estimar el contenido de humedad y posteriormente transformar el peso de campo a peso seco. El peso seco de campo de los componentes vegetales se obtuvo con la fórmula siguiente:

$$PSc = Phc \frac{Phc}{(1 + Fh)}$$

donde,

PSc = peso seco de campo

Phc = peso húmedo de campo

Fh = fracción de humedad (peso del agua / peso seco).

Con la biomasa total de cada árbol se estimó la proporción de biomasa total aérea asignada al fuste, las ramas y el follaje. En los tres sitios de cada rodal, el volumen se estimó con los diámetros normales y las alturas totales del árbol, empleando la ecuación para volumen total del árbol. La masa se determinó a través del volumen y densidad de la madera estimada.

Piso forestal

Tres muestras de hojarasca del piso forestal (horizonte orgánico superficial) se obtuvieron en cada rodal, empleando un marco circular de 30 cm de diámetro (0.071 m²). Un punto de muestreo se ubicó al centro del rodal y, aproximadamente a 25 m, se ubicaron otros dos a ambos lados en posición perpendicular a la pendiente. Cada muestra se pesó en húmedo en campo, posteriormente se seleccionó una submuestra y se secó por 72 h a 70 °C en estufa con aire de circulación forzada (Riossa HCF-4848D, México). Una vez conocidos los pesos húmedos y secos, se estimó la cantidad de biomasa existente en el piso forestal.

Suelo mineral

Las muestras se obtuvieron en cada horizonte de los perfiles de suelo hasta llegar al horizonte C, el cual se encontró a 115 y 95 cm en el rodal I y II, respectivamente. En los sitios complementarios solo se muestrearon los primeros tres horizontes, donde la mayor cantidad de nutrientes se concentra. Determinaciones preliminares de suelo, realizadas en el área, indicaron que la mayor variabilidad se encuentra en el suelo superficial. También se tomaron muestras para obtener la densidad aparente de suelo con un muestreador con martillo de deslizamiento (AMS Inc., Idaho, USA) con cilindros 98.17 cm³. Las muestras de suelo se secaron a 105 °C durante 12 h en estufa con aire de circulación forzada (Riossa HCF-4848D); la densidad aparente se determinó con la información de volumen y masa del suelo seco.

pH, cation exchange capacity, organic matter, total N, extractable P (Bray method 1) and exchangeable cations (K, Ca and Mg) in ammonium acetate (pH 7). Regarding the depth of the horizons and soil bulk density, the amount of nutrients was estimated at the same depth of 80 cm for each stand. Most reservoirs of nutrients in forests are found at this soil depth (Binkley & Fisher, 2013).

Leaf litter production decomposition

The fall of leaf litter was collected in approximate periods of one month during a year. For this, three litter square traps of 1 m² were placed at ground level on each stand. Leaf litter samples were dried at 70 °C for three days in an oven with forced circulation of air (Riossa HCF-4848D, Mexico.). The net mass of nutrients returning to the soil was estimated from the dry weight of leaf litter and the concentration of nutrients (N, P, K, Ca and Mg).

On the other hand, 25 litterbags of 17 × 25 cm with an opening of 2 mm² were placed on each stand (Bärlocher, 2005). These litterbags contained 20 g of previously dried litter. The sample did not include branches or fragments of wood. The bags were collected at different intervals (63, 126, 217, 252 and 336 days) in such a way that the decomposition rate could be estimated according to the following exponential model (Schlesinger & Bernhardt, 2013):

$$Y = Ce^{-kt}$$

where,

Y = remaining leaf litter mass (g)

C = initial leaf litter mass (g)

k = decomposition rate (g·day⁻¹)

t = time (days)

Sampling of bags was initially planned every 60 days, but finally it was made in accordance with the availability of resources for the study. The changes in the net mass of leaf litter during the year allowed us to estimate the rate of decomposition.

Reabsorption of nutrients

The reabsorption of N, P and K from the foliage was estimated with the difference in nutrient concentration between the fully developed leaves (August) and the senescent leaves (November) 2014. The total sample was 20 trees (10 per stand). The mass of N, P and K reabsorbed was obtained from the estimated reabsorption percentage. The reabsorption was obtained only for the most mobile macronutrients in the leaf, since the least mobile, especially Ca, cannot be estimated with the method used in this study.

Cada uno de los perfiles se analizaron por horizonte, de acuerdo con la Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000 (SEMARNAT, 2002) para determinar: textura, pH, capacidad de intercambio catiónico, materia orgánica, N total, P extractable (método Bray 1) y cationes intercambiables (K, Ca y Mg) en acetato de amonio (pH 7). Considerando la profundidad de los horizontes y su densidad aparente, la cantidad de nutrientes se estimó a una misma profundidad de 80 cm para cada rodal. La mayoría de los reservorios de nutrientes en los bosques se encuentran a este nivel de profundidad (Binkley & Fisher, 2013).

Producción y descomposición de la hojarasca

La caída de hojarasca se colectó en periodos aproximados de un mes durante un año. Para ello, en cada rodal se colocaron tres trampas cuadradas de 1 m² a nivel del suelo. Las muestras de hojarasca se secaron a 70 °C por tres días en estufa con aire de circulación forzada (Riossa HCF-4848D, México.). La masa neta de nutrientes que regresa al suelo se estimó a partir del peso seco de hojarasca y la concentración de sus nutrientes (N, P, K, Ca y Mg).

Por otra parte, en cada rodal se colocaron 25 bolsas de polipropileno negro de 17 × 25 cm con abertura de 2 mm² (Bärlocher, 2005). Estas bolsas de descomposición contenían 20 g de hojarasca previamente secada. La muestra no incluyó ramas o fragmentos de madera. Las bolsas se colectaron en diferentes intervalos (63, 126, 217, 252 y 336 días) de tal forma que se pudiera calcular la tasa de descomposición de acuerdo con el siguiente modelo exponencial (Schlesinger & Bernhardt, 2013):

$$Y = Ce^{-kt}$$

donde,

Y = masa de hojarasca remanente (g)

C = masa de hojarasca inicial (g)

k = tasa de descomposición (g·día⁻¹)

t = tiempo (días)

El muestreo de bolsas se planeó inicialmente cada 60 días, pero finalmente se hizo acorde con la disponibilidad de recursos para el estudio. Los cambios en la masa neta de hojarasca durante el año permitieron hacer una estimación de la velocidad de descomposición.

Reabsorción de nutrientes

La reabsorción de N, P y K del follaje se calculó con la diferencia de la concentración de nutrientes entre las hojas completamente desarrolladas (agosto) y las hojas senescentes (noviembre) 2014. La muestra total fue de 20 árboles (10 por rodal). La masa de N,

Output of nutrients due to forest harvest

In order to have a conservative scenario, which included additional removal of trees for causes other than the forest harvesting plan, 4 % of the actual tree volume was taken as reference, such as the volume of wood extracted annually and its equivalent in mass of trunks and branches, regarding the density of the wood. This data was supported by information from the area management plan that estimates an annual current increase of 2 to 3 %, which is consistent with that reported by Zepeda and Acosta (2000) in forests of *P. montezumae*. The output of each nutrient was estimated with nutrient concentrations in trunks and branches. The mass of the foliage was not taken into account since it remains on the site and is not part of the outputs.

Annual requirement of nutrients and potential reserves

According to data from the forest management plan and the nutrient demand of other components such as roots, it was considered reasonable to maintain 4 % as an annual current increment in wood, just as it was done in the output of nutrients. Therefore, this reference helped to estimate the annual net gain of nutrients of wood components assuming the proportions of trunk, branches and leaves of the destructive sampling. The mass of N, P and K, required annually ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) for the formation of components, was calculated as indicated by Schlesinger and Bernhardt (2013). According to these authors, the uptake is the sum of the nutrients in biomass plus the returning to the forest floor, and the requirement is the sum of uptake and reabsorption. Because the reabsorption amounts of Ca and Mg could not be estimated, the requirements for these nutrients were not calculated here.

Assuming that the main outputs of nutrients originate from the forest harvest and that the nutrient capital of the soil is that estimated in each profile, the number of years that the soil could provide nutrients per tree growth was calculated under the current conditions of forest harvest (Martiarena, Wallis, & Knebel, 2009). That is, the estimated available amount of each nutrient was divided by the annual requirement of the stand.

Statistical analysis

A comparison of means of the dasometric data, leaf litter decomposition rate, soil nutrient mass and forest floor between the two stands was made using the Student T test ($P = 0.05$). The stand-level information on requirement, uptake and reabsorption of nutrients was not compared with this method, since only an average value per stand is generated.

P y K reabsorbido se obtuvo a partir del porcentaje de reabsorción estimado. La reabsorción se obtuvo solo para los macronutrientes más móviles en la hoja, ya que los menos móviles, especialmente el Ca, no se pueden estimar con el método empleado en este estudio.

Salida de nutrientes debido al aprovechamiento forestal

Con la finalidad de tener un escenario conservador, que incluyera remoción adicional de arbolado por causas distintas al plan de aprovechamiento, se tomó como referencia 4 % de la existencia real como el volumen de madera extraída anualmente y su equivalente en masa de fustes y ramas, considerando la densidad de la madera. Este dato se sustentó con información del plan de manejo del área que estima un incremento corriente anual de 2 a 3 %, el cual es consistente con lo reportado por Zepeda y Acosta (2000) en bosques de *P. montezumae*. La salida de cada nutriente se estimó con las concentraciones de nutrientes en fustes y ramas. No se tomó en cuenta la masa del follaje puesto que permanece en el sitio y no forma parte de las salidas.

Requerimiento anual de nutrientes y reservas potenciales

De acuerdo con los datos del historial de manejo del bosque y la demanda de nutrientes de otros componentes como las raíces, se consideró razonable mantener 4 % como incremento corriente anual, tal como se hizo en la salida de nutrientes. Por lo anterior, esta referencia sirvió para estimar la ganancia neta anual de nutrientes de los componentes maderables asumiendo las proporciones del fuste, ramas y hojas del muestreo destructivo. La masa de N, P y K, requerida anualmente ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) para la formación de los componentes, se calculó como lo indican Schlesinger y Bernhardt (2013). De acuerdo con estos autores, la absorción es la suma de los nutrientes en biomasa más lo que regresa al piso forestal, y el requerimiento es la suma de la absorción más la reabsorción. Debido a que las cantidades de reabsorción de Ca y Mg no se pudieron estimar, los requerimientos de los mismos tampoco se obtuvieron.

Asumiendo que las salidas principales de nutrientes se originan por la cosecha forestal y que el capital de nutrientes del suelo es el estimado en cada perfil, el número de años que el suelo podría proveer nutrientes para el crecimiento del arbolado se calculó bajo las condiciones actuales de aprovechamiento (Martiarena, Wallis, & Knebel, 2009). Es decir, la cantidad disponible estimada de cada nutriente se dividió entre el requerimiento anual del rodal.

Results and discussion

The comparison of dasometric data, leaf litter decomposition rate, soil nutrient mass and forest floor between the two stands did not indicate statistical differences ($t, P > 0.05$), for this reason, the discussion of the study focused mainly on the overall analysis, more than in comparison of stands. Although the statistical strategy of three repetitions per stand in this study is limited, it was considered important to show and discuss the data from an overview, given the importance of promoting studies for the evaluation of sustainability in forest areas under commercial harvesting in Mexico.

Dasometric data and nutrients in biomass

Stand I had a density of 180 trees·ha⁻¹ with average values of diameter at breast height (DBH) of 39.5 cm, total height of 25.3 m, age of 86.3 years and tree volume of 269 m³·ha⁻¹. Stand II had a density of 125 trees·ha⁻¹, DBH of 44 cm, total height of 24.0 m, age of 90.3 years and tree volume of 224 m³·ha⁻¹.

Stand I and II had total aboveground biomass of 133 and 120 Mg·ha⁻¹, respectively, values expected for pine forests in central Mexico (Mendoza-Ponce & Galicia, 2010). The results of the tree destructive sample showed that the total biomass was distributed as follows: 89.5 (± 0.8), 7.5 (± 0.7) and 3 (± 0.4) for trunk, branches and leaves, respectively. These values, except for foliage, are different from those reported by Keyes, Zárate, Martínez, and Garcidueñas (1988) for the species studied; in the case of the trunk, the biomass was 8 % higher, and in the case of branches, it was 60 % lower. The mass of N was distributed in the following order trunk, foliage and branches (Table 1), which is the pattern observed in other *Pinus* species (Goya et al., 2003; Merino, Rey, Brañas, & Rodríguez-Soalleiro, 2003), while the mass of Ca and Mg was concentrated in the trunk and with similar amounts in branches and leaves.

Nutrients of forest floor

Biomass of forest floor in stands I and II was 22.2 and 21.5 Mg·ha⁻¹, respectively. These values are lower than those reported by Merino et al. (2003) for *Pinus radiata* D. Don., and by Garcidueñas (1987) for *P. montezumae*. The difference in litter biomass could be related to the age of the stands and tree density, since the studies cited were carried out in younger stands with higher density. Although no data of the same species were found for comparison purposes, the results show values expected for pine communities; for example, in old forests of *Pinus hartwegii* Lindl. from the center of Mexico, 18.7 Mg·ha⁻¹ have been estimated in the forest floor (Mendoza-Ponce & Galicia, 2010).

Análisis estadístico

Se hizo una comparación de medias de los datos dasométricos, tasa de descomposición de hojarasca, masa de nutrientes del suelo y piso forestal entre los dos rodales, a través de la prueba t de Student ($P = 0.05$). La información a nivel de rodal sobre requerimiento, absorción y reabsorción de nutrientes no se comparó por este método, ya que solo se genera un valor medio por rodal.

Resultados y discusión

La comparación de datos dasométricos, tasa de descomposición de hojarasca, masa de nutrientes del suelo y piso forestal entre los dos rodales no indicó diferencias estadísticas ($t, P > 0.05$); por esta razón, la discusión del estudio se enfocó principalmente en el análisis general, más que en la comparación de rodales. Aunque la estrategia estadística de tres repeticiones por rodal en este estudio es limitada, se consideró importante presentar y discutir los datos desde una perspectiva general, dada la importancia de promover estudios para la evaluación de la sostenibilidad en áreas forestales bajo aprovechamiento en México.

Datos dasométricos y nutrientes en biomasa

El rodal I tuvo una densidad de 180 árboles·ha⁻¹ con valores promedio de diámetro normal (DN) de 39.5 cm, altura total de 25.3 m, edad de 86.3 años y volumen de 269 m³·ha⁻¹. El rodal II tuvo una densidad de 125 árboles·ha⁻¹, DN de 44 cm, altura total de 24.0 m, edad de 90.3 años y volumen de 224 m³·ha⁻¹.

Los rodales I y II tuvieron biomasa arbórea aérea total de 133 y 120 Mg·ha⁻¹, respectivamente, valores esperados para bosques de pino del centro de México (Mendoza-Ponce & Galicia, 2010). Los resultados de la muestra destructiva de árboles indicaron que la biomasa total se distribuyó porcentualmente de la siguiente forma: 89.5 (± 0.8), 7.5 (± 0.7) y 3 (± 0.4) para fuste, ramas y hojas, respectivamente. Estos valores, a excepción del follaje, son diferentes a los reportados por Keyes, Zárate, Martínez, y Garcidueñas (1988) para la especie estudiada; en el caso del fuste, la biomasa fue 8 % mayor, y en las ramas fue 60 % menor. La masa de N se distribuyó en el orden fuste, follaje y ramas (Cuadro 1), que es el patrón observado en otras especies de *Pinus* (Goya et al., 2003; Merino, Rey, Brañas, & Rodríguez-Soalleiro, 2003), mientras que la masa de Ca y Mg se concentró en el fuste y con cantidades similares en ramas y hojas.

Nutrientes del piso forestal

La biomasa del piso forestal en los rodales I y II fue 22.2 y 21.5 Mg·ha⁻¹, respectivamente. Estos valores son

Table 1. Nutrient mass per tree component in two stands of *Pinus montezumae* Lamb. in Nanacamilpa, Tlaxcala. Cuadro 1. Masa de nutrientes por componente del árbol en dos rodales de *Pinus montezumae* Lamb. en Nanacamilpa, Tlaxcala.

Stand/Rodal	Components/ Componentes	N	P	K	Ca	Mg
		(kg·ha ⁻¹)				
Stand I/Rodal I	Trunk/Fuste	156.7	4.5	7.3	148.3	101.5
	Branches/Ramas	29.0	1.8	7.5	9.4	8.3
	Foliage/Follaje	56.2	6.1	13.1	8.94	8.0
	Total	241.9	12.4	27.9	166.7	117.7
Stand II/Rodal II	Trunk/Fuste	141.6	4.1	6.6	134.0	91.7
	Branches/Ramas	26.2	1.6	6.8	8.5	7.5
	Foliage/Follaje	50.8	5.5	11.8	8.1	7.2
	Total	218.6	11.2	25.3	150.6	106.4
CV (%)	Trunk/Fuste	6.0	45.1	32.4	7.7	13.5
	Branches/Ramas	17.4	54.4	29.5	13.8	42.8
	Foliage/Follaje	5.9	16.3	33.4	26.9	24.9

No statistically significant differences were found between the stands ($t, P > 0.05$). CV = coefficient of variation of determinations in the laboratory.

No se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre los rodales ($t, P > 0.05$). CV = coeficiente de variación de las determinaciones en laboratorio.

The nutrient mass of the forest floor in stand I was 150.2, 9.6, 7.9, 95.2 and 40.6 kg·ha⁻¹ of N, P, K, Ca and Mg, respectively; and in stand II, in the same order, it was 173.6, 9.4, 8.3, 91.6 and 34.4 kg·ha⁻¹. In this regard, Garcidueñas (1987) reported higher values in the nutrient mass of the forest floor, because the concentration of nutrients in litter was higher. Another possible reason may be the rate of decomposition of leaf litter. Although the average annual precipitation in the study area mentioned was greater (> 1 000 mm), average annual temperature was 6 °C lower than that of this study (8 °C); according to Landsberg and Gower (1997), low temperatures limit decomposition. In a 42 years old-plantation of *Pinus patula* Schltdl. & Cham., the main reservoir of nutrients was the forest floor; this highlights the importance of leaf litter as a reservoir of nutrients in soil (Dames, Scholes, & Straker, 2002).

Mineral soil

Four horizons were identified in the soil profile of each stand (A, AB, Bw and Bt). Soil depths to the C horizon and the mass of nutrients in mineral soil are shown in Table 2. The amount in mass of nutrients is influenced by the thickness of horizons and bulk density that increased with the depth of the soil of 0.68 to 1.07 Mg·m⁻³. The total nutrient estimates, at a depth of 80 cm, were similar for both stands with average values of 5 419, 68, 1 245, 9 163 and 2 029 kg·ha⁻¹ of N, P, K, Ca and Mg, respectively (Table 2).

menores que los reportados por Merino et al. (2003) para *Pinus radiata* D. Don., y por Garcidueñas (1987) para *P. montezumae*. La diferencia en la biomasa de mantillo podría estar relacionada con la edad de los rodales y la densidad de árboles, ya que los estudios citados se hicieron en rodales más jóvenes y con mayor densidad. Aunque no se encontraron datos de la misma especie para fines de comparación, los resultados muestran valores esperados para comunidades de pino; por ejemplo, en bosques maduros de *Pinus hartwegii* Lindl. del centro de México se han estimado 18.7 Mg·ha⁻¹ en el piso forestal (Mendoza-Ponce & Galicia, 2010).

La masa de nutrientes del piso forestal en el rodal I fue de 150.2, 9.6, 7.9, 95.2 y 40.6 kg·ha⁻¹ de N, P, K, Ca y Mg, respectivamente; y en el rodal II, en el mismo orden, fue de 173.6, 9.4, 8.3, 91.6 y 34.4 kg·ha⁻¹. Al respecto, Garcidueñas (1987) reportó valores mayores en la masa de nutrientes del piso forestal, debido a que la concentración de nutrientes en mantillo fue mayor. Otra posible razón puede ser la velocidad de descomposición de la hojarasca. Aunque la precipitación media anual en el área del estudio citado es mayor (> 1 000 mm), la temperatura media anual fue 6 °C menor que la del presente estudio (8 °C); de acuerdo con Landsberg y Gower (1997), las temperaturas bajas limitan la descomposición. En una plantación de *Pinus patula* Schltdl. & Cham. de 42 años, el principal reservorio de nutrientes fue el piso forestal; esto resalta la importancia de la hojarasca como reservorio de nutrientes en el suelo (Dames, Scholes, & Straker, 2002).

Table 2. Nutrient mass in mineral soil of two stands of *Pinus montezumae* Lamb. in Nanacamilpa, Tlaxcala.**Cuadro 2. Masa de nutrientes en el suelo mineral de dos rodales de *Pinus montezumae* Lamb. en Nanacamilpa, Tlaxcala.**

Stand/Rodal	Horizons/Horizontes	N	P	K	Ca	Mg
		(kg·ha ⁻¹)				
I	A (0-17 cm)	1 693.4 (12.0)	7.0 (54.6)	179.4 (5.26)	1 818.3 (15.5)	279.9 (13.4)
	AB (17-40 cm)	2 280.4 (35.2)	9.1 (91.1)	289.6 (8.8)	2 506.9 (10.3)	488.2 (40.6)
	Bw (40-70 cm)	1 026.5 (30.2)	41.7 (25.3)	521.9 (15.1)	3 393.1 (13.4)	856.7 (35.1)
	Bt (70-115 cm)	398.8 -	8.9 -	258.5 -	1 353.1 -	400.1 -
	Total estimated at 80 cm/ Total estimado a 80 cm	5 399.1	66.7	1 249.4	9 071.4	2 024.9
II	A (0-15 cm)	1 734.4 (35.7)	10.4 (19.3)	171.6 (17.7)	2 002.1 (2.3)	289.1 (9.12)
	AB (15-32 cm)	1 549.5 (15.8)	3.1 (69.3)	93.9 (19.6)	1 024.4 (21.5)	200.3 (9.21)
	Bw (32-63 cm)	1 691.1 (28.4)	60.4 (74.6)	110.0 (58.0)	2 493.8 (16.7)	710.7 (25.4)
	Bt (63-95 cm)	662.4 -	20.9 -	278.9 -	1 874.5 -	741.3 -
	Total estimated at 80 cm/ Total estimado a 80 cm	5 440.1	70.1	1241.6	9 255.2	2 034.1
Differences between stands (%)/ Diferencia entre rodales (%)		(0.76)	(5.10)	(0.62)	(2.03)	(0.45)

The estimates for Bt horizon were fitted to the depth of 80 cm. Coefficient of variation between parentheses (%); the measurement of Bt horizon had no replication.

Las estimaciones para el horizonte Bt se ajustaron a la profundidad de 80 cm. Coeficiente de variación entre paréntesis (%); la medición del horizonte Bt no tuvo repetición.

Leaf litter fall and decomposition

Figure 1 shows the leaf litter production in two stands of *P. montezumae*. The production in both stands was similar with 6.3 Mg ha⁻¹ year⁻¹, with a maximum in March (1.3 Mg·ha⁻¹) that corresponds to the driest season. Rodríguez-Sanfuentes and Álvarez-Muñoz (2010) mention that the most common factor that determines abscission of leaves is the response of trees to water stress due to drought seasons. In September there was another increase in leaf litter production, which coincided with the end of the rainy season. This second peak of production in autumn is also shown by *Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco (Portillo-Estrada

Suelo mineral

Se identificaron cuatro horizontes en el perfil del suelo de cada rodal (A, AB, Bw y Bt). Las profundidades de los suelos hasta el horizonte C y la masa de nutrientes en el suelo mineral se muestran en el Cuadro 2. La cantidad en masa de nutrientes está influenciada por la profundidad de los horizontes y por la densidad aparente que aumentó con la profundidad del suelo de 0.68 a 1.07 Mg·m⁻³. Las estimaciones totales de nutrientes, a una profundidad de 80 cm, fueron similares para ambos rodales con valores promedio de 5 419, 68, 1 245, 9 163 y 2 029 kg·ha⁻¹ de N, P, K, Ca y Mg, respectivamente (Cuadro 2).

et al., 2013). The results of this study are in the range reported for other *Pinus* species ranging from 3.9 to 7.8 Mg·ha⁻¹·year⁻¹ (León, González, & Gallardo, 2011; Luna & Hernández, 2009; Ramírez-Correa, Zapata-Duque, León-Peláez, & González-Hernández, 2007). *Pinus sylvestris* L. and *P. menziesii* forests in Europe produce 2.86 and 4.34 Mg·ha⁻¹·year⁻¹ of litter (Portillo-Estrada et al., 2013). The amount of nutrients returning to the soil was estimated at 49.4, 2.7, 2.2, 21.4 and 8.4 kg·ha⁻¹·year⁻¹ of N, P, K, Ca and Mg, respectively. The amount of P that returned to the soil was low; in this regard, it has been reported that this element has low mobility in both natural and intensive systems; for example, in plantations of *P. radiata* 3.5 kg·ha⁻¹·year⁻¹ returns to the soil via leaf litter (Rivaie, 2014). Although the amount of K is also scarce, there is usually a return of this element to the soil through crown and trunk washing (Binkley & Fisher, 2013), which was not done in this study.

Leaf litter decomposition rates were -0.33 and -0.34 for stand I and II, respectively. These values are those expected for temperate forests (-0.14 to -0.69) (Landsberg & Gower, 1997). León et al. (2011) reported a decomposition rate of -0.5 for *P. patula* in sites with 2 000 mm of precipitation, while Rocha-Loredo and Ramirez-Marcial (2009) reported decomposition rates greater than -0.5 in pine-oak associations in southern Mexico, where the average annual temperature varies from 14 to 25 °C.

Caída y descomposición de hojarasca

La Figura 1 presenta la producción de hojarasca en los dos rodales de *P. montezumae*. La producción en ambos rodales fue similar con 6.3 Mg ha⁻¹ año⁻¹, con un máximo en marzo (1.3 Mg·ha⁻¹) que corresponde a la temporada más seca. Rodríguez-Sanfuentes y Álvarez-Muñoz (2010) mencionan que el factor más común que determina la abscisión de las hojas es la respuesta de los árboles al estrés hídrico por las temporadas de sequía. En septiembre hubo otro incremento en la producción de hojarasca que coincidió con el término de la temporada de lluvias. Este segundo pico de producción en otoño también lo muestra *Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco (Portillo-Estrada et al., 2013). Los resultados de este estudio se encuentran en el intervalo reportado para otras especies de *Pinus* que va de 3.9 a 7.8 Mg·ha⁻¹·año⁻¹ (León, González & Gallardo, 2011; Luna & Hernández, 2009; Ramírez-Correa, Zapata-Duque, León-Peláez, & González-Hernández, 2007). Los bosques de *Pinus sylvestris* L. y *P. menziesii* en Europa producen 2.86 y 4.34 Mg·ha⁻¹·año⁻¹ de mantillo (Portillo-Estrada et al., 2013). La cantidad de nutrientes que regresa al suelo se estimó en 49.4, 2.7, 2.2, 21.4 y 8.4 kg·ha⁻¹·año⁻¹ de N, P, K, Ca y Mg, respectivamente. La cantidad de P que regresó al suelo fue escasa; al respecto, se ha reportado que este elemento es de baja movilidad tanto en sistemas naturales como intensivos; por ejemplo, en plantaciones de *P. radiata* regresan 3.5 kg·ha⁻¹·año⁻¹ al suelo vía hojarasca (Rivaie, 2014). Aunque la cantidad

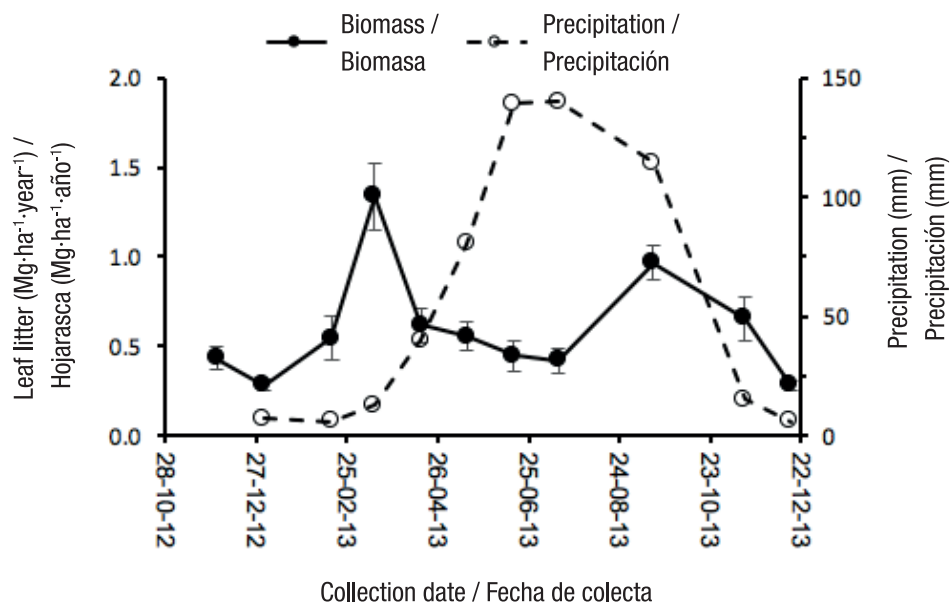


Figure 1. Average annual leaf litter production in the period 2012-2013 in two stands of *Pinus montezumae* in Nanacamilpa, Tlaxcala. The vertical lines represent the standard error of the mean.

Figura 1. Producción de hojarasca media anual en el periodo 2012-2013 en dos rodales de *Pinus montezumae* en Nanacamilpa, Tlaxcala. Las líneas verticales representan el error estándar de la media.

Reabsorption of nutrients

N reabsorbed was 39 % in stand I and 30 % in stand II, for P it was 36 % in stand I and 40 % in stand II, and for K it was 51 % in stand I and 53 % in stand II. The mass of N, P and K reabsorbed in stand I was 21.9, 2.2 and 6.7 kg·ha⁻¹·year⁻¹, respectively, and in stand II it was 15.2, 2.2 and 6.2 kg·ha⁻¹·year⁻¹. N and P values are similar and those of K are 40 % lower than those found in other *Pinus* species (Dames et al., 2002; Martín, Santa Regina, & Gallardo, 1996; Peláez, Hernández, & Lancho, 2008; Pérez, Goya, Bianchini, Frangi, & Fernández, 2006). Compared with Garcidueñas (1987), who studied *P. montezumae*, the reabsorption values of N and P are between 1.7 and 2 times lower. The previous result could be because retranslocation is greater in younger stands than in old stands such as the one studied. Dames et al. (2002) suggested that the limitation of P in soil is compensated by the resorption rate (40 % value found in this study); perhaps in response to the low transfer of this nutrient from the forest floor to the mineral soil (Landsberg & Gower, 1997). The high reabsorption of K may be associated with high mobility and not with availability in the soil (Martín et al., 1996).

Output of nutrients due to forest harvesting

The output of nutrients due to forest harvesting is shown in Table 3. The biomass exported from the forest due to forest harvesting is 5.17 Mg·ha⁻¹·year⁻¹ in stand I and 4.29 Mg·ha⁻¹·year⁻¹ in stand II. These values are lower than those reported in 20 years-*Pinus taeda* L. plantations, under conservation practice, harvesting only trunks and retention of the rest of residues (Goya et al., 2003; Martiarena et al., 2009). The percentage of nutrients extracted by harvest, with respect to the magnitude of the reservoir in aboveground biomass is low, does not exceed 4.2 %; regarding the reservoir of the forest floor, the outputs represent 3 % for P and

de K también es escasa, generalmente hay regreso de este elemento al suelo a través del lavado de copa y tronco (Binkley & Fisher, 2013), el cual no se realizó en este estudio.

Las tasas de descomposición de hojarasca fueron de -0.33 y -0.34 para el rodal I y II, respectivamente. Estos valores son los esperados para bosques templados (-0.14 a -0.69) (Landsberg & Gower, 1997). León et al. (2011) reportaron una tasa de descomposición de -0.5 para *P. patula* en sitios con 2 000 mm de precipitación, mientras que Rocha-Loredo y Ramirez-Marcial (2009) reportaron tasas de descomposición mayores de -0.5 en asociaciones de pino-encino al sur de México, donde la temperatura media anual varía de 14 a 25 °C.

Reabsorción de nutrientes

El N reabsorbido fue 39 % en el rodal I y 30 % en el II, para el P fue 36 % en el rodal I y 40 % en el II, y para K fue 51 % en el I y 53 % en el II. La masa de N, P y K retranslocada en el rodal I fue 21.9, 2.2 y 6.7 kg·ha⁻¹·año⁻¹, respectivamente, y en el rodal II fue 15.2, 2.2 y 6.2 kg·ha⁻¹·año⁻¹. Los valores de N y P son similares y los de K son 40 % menores que los encontrados en otras especies de *Pinus* (Dames et al., 2002; Martín, Santa Regina, & Gallardo, 1996; Peláez, Hernández, & Lancho, 2008; Pérez, Goya, Bianchini, Frangi, & Fernández, 2006). Comparado con Garcidueñas (1987), quien estudió *P. montezumae*, los valores de reabsorción de N y P son entre 1.7 y 2 veces menores. El resultado anterior podría deberse a que la retraslación es mayor en rodales más jóvenes que en los maduros como el de este estudio. Dames et al. (2002) sugirieron que la limitación de P en el suelo se compensa con la tasa de reabsorción (40 % valor encontrado en este estudio), quizá como respuesta a la baja transferencia de este nutrimento del piso forestal al suelo mineral (Landsberg & Gower, 1997). La alta reabsorción de K

Table 3. Average mass of nutrients extracted annually by forest harvesting in two stands of *Pinus montezumae* Lamb. in the ejido of Nanacamilpa, Tlaxcala.

Cuadro 3. Masa promedio de nutrientes extraídos anualmente por el aprovechamiento forestal en dos rodales de *Pinus montezumae* Lamb. en el ejido de Nanacamilpa, Tlaxcala.

Stand/ Rodal	Components/ Componentes	Biomass/ Biomasa	N	P	K	Ca	Mg
			kg·ha ⁻¹ ·year ⁻¹				
I	Trunk/Fuste	3 909	5.1	0.15	0.24	4.9	3.3
	Branches/Ramas	386	1.1	0.07	0.29	0.4	0.3
	Total	4 296	6.3	0.22	0.53	5.2	3.6
II	Trunk/Fuste	4 708	6.2	0.18	0.29	5.9	4.0
	Branches/Ramas	465	1.4	0.08	0.35	0.4	0.4
	Total	5 174	7.5	0.26	0.64	6.3	4.4

13 % for Mg. However, the problem of conserving forest productivity lies in promoting practices that stimulate the mineralization of organic material, to ensure the provision of nutrients, especially when recycling P (Maynard et al., 2014).

Requirement of nutrients and potential reserves

The average annual growth expressed in biomass was 5.3 and 4.8 Mg·ha⁻¹, in stands I and II, respectively. These values are slightly lower than the one reported by Garcidueñas (1987) for the same species, perhaps because this study was carried out in a plantation where silvicultural practices were more controlled, which resulted on faster tree growth rates. Based on the determinations of the present study, the amounts of N, P, K that trees require for its growth are from 73 to 81, 5.2 to 5.3 and 9.4 to 10 kg·ha⁻¹·año⁻¹, respectively (Table 4). Taking into account that the potentially mineralizable nitrogen is approximately 3 % of the total nitrogen (Schlesinger & Bernhardt, 2013), the results indicate that 5 399 kg of N estimated in this study represent 162 kg of mineralizable N; that is, the soil could supply up to twice the annual requirements of the stand. On the other hand, the results highlight the importance of maintaining the organic surface material of soil and suggest some more intensive silvicultural practices, such as strong and early thinning to expose leaf litter and accelerate its decomposition.

puede estar asociada con su alta movilidad y no con la disponibilidad en el suelo (Martín et al., 1996).

Salida de nutrientes por la cosecha forestal

La salida de nutrientes por la cosecha forestal se muestra en el Cuadro 3. La biomasa extraída del bosque por la cosecha forestal es 5.17 Mg·ha⁻¹·año⁻¹ en el rodal I y 4.29 Mg·ha⁻¹·año⁻¹ en el rodal II. Estos valores son menores que los reportados en plantaciones de *Pinus taeda* L. de 20 años, bajo práctica de conservación, cosecha solo de fustes y retención del resto de residuos (Goya et al., 2003; Martiarena et al., 2009). El porcentaje de nutrientes que se extrae por la cosecha, con respecto a la magnitud del reservorio en biomasa aérea es bajo, no supera el 4.2 %; respecto al reservorio del piso forestal, las salidas representan 3 % para P y 13 % para Mg. No obstante, el problema de la conservación de la productividad del bosque radica en promover prácticas que estimulen la mineralización del material orgánico, para garantizar la provisión de nutrientes, sobre todo en el reciclaje del P (Maynard et al., 2014).

Requerimiento de nutrientes y reservas potenciales

El crecimiento promedio anual expresado en biomasa fue de 5.3 y 4.8 Mg·ha⁻¹, en los rodales I y II, respectivamente. Estos valores son ligeramente menores que el reportado por Garcidueñas (1987) para

Table 4. Uptake and anual requirement of nutrients in two stands of *Pinus montezumae* Lamb. in the ejido of Nanacamilpa, Tlaxcala.

Cuadro 4. Absorción y requerimiento anual de nutrientes en dos rodales de *Pinus montezumae* Lamb. en el ejido de Nanacamilpa, Tlaxcala.

Stand/ Rodal	Nutrient/ Nutriente	ANP/ GNA	RFF/ RPF	Uptake/ Absorción	Reabsorption/ Reabsorción	Requirement/ Requerimiento
(kg·ha ⁻¹ ·year ⁻¹)						
I	N	9.7	49.5	59.2	21.9	81.1
	P	0.5	2.6	3.1	2.2	5.3
	K	1.1	2.2	3.3	6.7	10.0
II	N	8.7	49.5	58.2	15.3	73.5
	P	0.4	2.6	3.0	2.2	5.2
	K	1.01	2.2	3.2	6.2	9.4

ANP: anual net profit, RFF: return to the forest floor

GNA: ganancia neta anual, RPF: retorno al piso forestal

Under current conditions, the time that soil nutrients could sustain tree growth varies between 256 and 1 952 years. K is the nutrient that could maintain the system longer, between 1 234 to 1 952 years; followed by Ca, between 1 422 to 1 439 years; N between 706 to 909 years; Mg between 458 to 539 years; while for P it is from 256 to 430 years. According to the results, the current harvesting conditions can be considered as sustainable, because the nutrients evaluated could maintain the growth of the vegetation for 256 years. Even though this estimate is based on a simplification, it is useful as a preliminary reference, given the lack of information for forests harvested in Mexico. However, the sustainable term is actually not very tight, since each specialist interprets it in a different way. Strictly speaking, a sustainable system maintains productivity permanently. This concept does not apply to a forest system, since tree communities are subject to change. A time scale to define long-term sustainability in a forest system is estimated from 150 to 200 years (Patzek & Pimentel, 2005). Therefore, the results indicate that, if there is no adequate management, P is the most likely element that could affect the sustainability of the forest studied.

Conclusions

The amount of soil nutrients in *Pinus montezumae* stands exceeded the amount of nutrients in the aboveground biomass. Leaf litter decomposition rates of -0.33 and -0.34 are those expected for temperate ecosystems. These rates indicate that the litter takes an average of three years to decompose, assuming steady conditions of this reservoir. The nutrient reserves in forest floor and mineral soil are enough for the intensity of current forest harvesting. The potentially mineralizable nitrogen was estimated twice in the requirements of the tree mass. The transfer of litter to forest floor and the high reabsorption of macro-nutrients could satisfy the nutritional requirements of the stands studied. If current conditions are maintained, the management of *P. montezumae* stands could continue for more than two centuries, but if sustainable harvest practices are no longer used, phosphorus would be the first element that would put such sustainability at risk. In spite of being a limited study in stands and replications, the information generated by this study is relevant and it is expected that it may promote the approach of other studies to evaluate the sustainability of forest harvesting in Mexico.

Acknowledgments

We thank the Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología for the financial support provided for the master's studies of the first author. We also thank the Ejido of Nanacamilpa in Tlaxcala, for allowing access to their forest area.

End of English version

la misma especie, quizá porque dicho estudio se realizó en una plantación donde las prácticas silvícolas fueron más controladas, lo cual influye en el crecimiento más rápido del árbol. Con base en las determinaciones del presente estudio, las cantidades de N, P, K que el arbolado requiere para su crecimiento son de 73 a 81, 5.2 a 5.3 y 9.4 a 10 kg·ha⁻¹·año⁻¹, respectivamente (Cuadro 4). Tomando en cuenta que el nitrógeno potencialmente mineralizable es aproximadamente 3 % del nitrógeno total (Schlesinger & Bernhardt, 2013), los resultados indican que los 5 399 kg de N estimados en este estudio representan 162 kg de N mineralizable; es decir, el suelo abastece hasta dos veces los requerimientos anuales de la masa arbórea. Por otra parte, los resultados resaltan la importancia de mantener el material orgánico superficial del suelo y sugerir algunas prácticas silvícolas más intensivas, como aclareos fuertes y tempranos, para exponer la hojarasca y acelerar su descomposición.

Bajo las condiciones actuales, el tiempo que los nutrientes del suelo podrían sostener el crecimiento del arbolado varía entre 256 y 1 952 años. El K es el nutrimento que mayor tiempo podría mantener el sistema, entre 1 234 a 1 952 años; seguido de Ca, entre 1 422 a 1 439 años; N entre 706 a 909 años; Mg entre 458 a 539 años; mientras que para P es de 256 a 430 años. De acuerdo con los resultados, las condiciones actuales de aprovechamiento pueden considerarse como sostenibles, ya que los nutrientes evaluados podrían mantener el crecimiento de la vegetación por 256 años. Aun cuando este cálculo está basado en una simplificación, es útil como una referencia preliminar, dada la falta de información para los bosques aprovechados en México. No obstante, el término sostenible en realidad es poco riguroso, ya que cada especialista lo interpreta de manera distinta. En sentido estricto, un sistema sostenible mantiene la productividad de manera permanente. Este concepto no aplica a un sistema forestal, ya que las comunidades arbóreas están sujetas a cambio. Una escala de tiempo para definir la sustentabilidad a largo plazo en un sistema forestal se estima de 150 a 200 años (Patzek & Pimentel, 2005). Por lo anterior, los resultados indican que, si no hay un manejo adecuado, el P es el elemento más probable que podría impactar la sustentabilidad del bosque estudiado.

Conclusiones

La cantidad de nutrientes del suelo en los rodales de *Pinus montezumae* superó la cantidad de nutrientes en la biomasa aérea. Las tasas de descomposición de hojarasca de -0.33 y -0.34 son las esperadas para ecosistemas templados. Dichas tasas indican que el mantillo tarda en promedio tres años en descomponerse, asumiendo que la cantidad de este se mantiene estable. Las reservas de nutrientes en piso forestal y suelo mineral

References / Referencias

- Binkley, D., & Fisher, R. (2013). *Ecology and management of forest soils* (4th ed.) UK: Wiley-Blackwell.
- Bärlocher, F. (2005). Leaf mass loss estimated by litter bag technique. In A. S. Graca, F. Bärlocher, & M. O. Gessner (Eds.), *Methods to study litter decomposition: a practical guide* (pp. 36–42). Dordrecht, Alemania: Springer. doi: 10.1007/1-4020-3466-0_6347p
- Dames, J. F., Scholes, M. C., & Straker, C. J. (2002). Nutrient cycling in a *Pinus patula* plantation in the Mpumalanga Province, South Africa. *Applied Soil Ecology*, 20(3), 211–226. doi: 10.1016/S0929-1393(02)00028-8
- Eric III. (2013). Versión 3.2 - extractor rápido de información climatológica. México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Retrieved from <https://www.imta.gob.mx/productos/software/eric-iii-version-3-2-extractor-rapido-de-informacion-climatolo-detail>
- Garcidueñas, M. A. R. (1987). Biomass production and nutrimental accumulation in a *Pinus montezumae* Lamb. Retrieved January 7, 2016 from <http://agris.fao.org/org/agris-search>
- Gomez, A., Powers, R., Singer, M., & Horwath, W. (2002). Soil compaction effects on growth of young ponderosa pine following litter removal in California's Sierra Nevada. *Soil Science Society of America Journal*, 66(4), 1334–1343. doi: 10.2136/sssaj2002.1334
- Goya, J. F., Pérez, C., Frangi, J. L., & Fernández, R. (2003). Impacto de la cosecha y destino de los residuos sobre la estabilidad del capital de nutrientes en plantaciones de *Pinus taeda* L. *Ecología Austral*, 13, 139–150. Retrieved from <http://www.scielo.org.ar/pdf/ecoaus/v13n2/v13n2a03.pdf>
- Grigal, D. F. (2000). Effects of extensive forest management on soil productivity. *Forest Ecology and Management*, 138(1-3), 167–185. doi:10.1016/S0378-1127(00)00395-9
- Hernández-Díaz, J. C., Corral-Rivas, J. J., Quiñones-Chávez, A., Bacon-Sobbe, J. R., & Vargas-Larreta, B. (2008). Evaluación del manejo forestal regular e irregular en bosques de la Sierra Madre Occidental. *Madera y Bosques*, 14, 25–41. Retrieved from <http://www.scielo.org.mx/pdf/mb/v14n3/v14n3a2.pdf>
- Imbert, J. B., Blanco, J. A., & Castillo, F. J. (2004). Gestión forestal y ciclos de nutrientes en el marco del cambio global. In F. Valladares (Ed.), *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante* (pp. 479–506). Madrid, España: Ministerio de Medio Ambiente – EGRAF, S. A. Retrieved from http://www.adaptecca.es/sites/default/files/documentos/cap17_-_gestion_forestal_y_ciclos_de_nutrientes_en_el_marco_del_cambio_global.pdf
- Johnson, D. W., Sogn, T., & Kvindesland, S. (2000). The nutrient cycling model: lessons learned. *Forest Ecology and Management*, 138(1-3), 91–106. doi: 10.1016/S0378-1127(00)00414-X
- Keyes, H. M. R., Zárate D. L. G., Martínez, M. M., & Garcidueñas, M. A. R. (1988). Estimación de biomasa para árboles de *Pinus montezumae* Lamb. *Agrociencia*, 72, 27–40.
- son suficientes para la intensidad de aprovechamiento actual. El nitrógeno potencialmente mineralizable se estimó en dos veces los requerimientos de la masa arbolada. La transferencia de mantillo al piso forestal y la alta reabsorción de los macroelementos podrían satisfacer los requerimientos nutrimentales de los rodales estudiados. Si las condiciones actuales se mantienen, el manejo de los rodales de *P. montezumae* podría continuar por más de dos siglos, pero si las prácticas sustentables de cosecha dejaran de utilizarse, el fósforo sería el primer elemento que pondría en riesgo tal sustentabilidad. A pesar de ser un estudio limitado en rodales y repeticiones, la información que el estudio generó es relevante y se espera que pueda detonar el planteamiento de otros trabajos para evaluar la sostenibilidad del aprovechamiento forestal en México.

Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por el apoyo financiero de estudios de maestría de la primera autora. Al ejido de Nanacamilpa, Tlaxcala, por permitir el acceso a su área forestal.

Fin de la versión en español

Landsberg, J. J., & Gower, S. T. (1997). *Applications of physiological ecology to forest management*. USA: Academic Press.

León, J. D., González, M. I., & Gallardo, J. F. (2011). Ciclos biogeoquímicos en bosques naturales y plantaciones de coníferas en ecosistemas de alta montaña de Colombia. *Revista Biología Tropical*, 59(4), 1883–1894. Retrieved from <http://www.scielo.sa.cr/pdf/rbt/v59n4/a37v59n4.pdf>

Luna, J. A. N., & Hernández, E. H. (2009). Acumulación de biomasa aérea en un bosque coetáneo de la región de El Salto, Durango. *Ra Ximhai*, 5, 225–230. Retrieved from <http://uaim.edu.mx/webraximhai/Ej-14articulosPDF/07BIOMASA.pdf>

Machado, M. R., Sampaio, P. D. T. B., Ferraz, J., Camara, R., & Pereira, M. G. (2016). Nutrient retranslocation in forest species in the Brazilian Amazon. *Acta Scientiarum. Agronomy*, 38(1), 93–101. doi: 10.4025/actasciagron.v38i1.26805

Martiarena, R., Von Wallis, A., & Knebel, O. (2009). Pérdida de nutrientes durante la cosecha y el establecimiento forestal, en un rodal de *Pinus taeda* en Misiones, Argentina. *Revista Forestal Venezolana*, 53(2), 165–173. Retrieved from http://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-perdidadnutrientes_cosecha_ptaeda.pdf

Martín, A., Santa Regina, I., & Gallardo J. F. (1996). Eficiencia, retraslación y balance de nutrientes en bosques de *Quercus pyrenaica* bajo diferente pluviometría en la Sierra de Gata (Centro-Oeste Español). *Ecología*, 10, 79–93. Retrieved from <http://digital.csic.es/bitstream/10261/34603/1/Ecologia199679.pdf>

- Maynard, D., Paré, D., Thiffault, E., Lafleur, B., Hogg, K., & Kishchuk, B. (2014). How do natural disturbances and human activities affect soils and tree nutrition and growth in the Canadian boreal forest? *Environmental Reviews*, 22(2), 161–178. doi: 10.1139/er-2013-0057
- Mendoza-Ponce, A., & Galicia, L. (2010). Aboveground and belowground biomass and carbon pools in highland temperate forest landscape in Central Mexico. *Forestry*, 83(5), 497–506. doi: 10.1093/forestry/cpq032
- Merino, A., Rey, C., Brañas, J., & Rodríguez-Soalleiro, R. (2003). Biomasa arbórea y acumulación de nutrientes en plantaciones de *Pinus radiata* D. Don en Galicia. *Investigación Agraria. Sistemas y Recursos Forestales*, 12, 85–98. Retrieved from https://www.researchgate.net/profile/Roque_Rodriguez-Soalleiro/publication/28063125_
- Patzek, T. W., & Pimentel, D. (2005). Thermodynamics of energy production from biomass. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 24(5-6), 327–364. doi: 10.1080/07352680500316029
- Peláez, J. L., Hernández, M. G., & Lancho, J. G. (2008). Retranslocación y eficiencia en el uso de nutrientes en bosques del centro de Antioquia. *Colombia Forestal*, 12, 119–140. Retrieved from <http://www.scielo.org.co/pdf/cofo/v12n1/v12n1a09.pdf>
- Pérez, C. A., Goya, J. F., Bianchini, F., Frangi, J. L., & Fernández, R. (2006). Productividad aérea y ciclo de nutrientes en plantaciones de *Pinus taeda* L. en el norte de la provincia de Misiones, Argentina. *Interciencia*, 31, 794–801. Retrieved from <http://www.redalyc.org/html/339/33912207/>
- Portillo-Estrada, M., Korhonen, J. F., Pihlatie, M., Pumpanen, J., Frumau, A. K., Morillas, L., ...Niinemets, Ü. (2013). Inter-and intra-annual variations in canopy fine litterfall and carbon and nitrogen inputs to the forest floor in two European coniferous forests. *Annals of Forest Science*, 70(4), 367–379. doi: 10.1007/s13595-013-0273-0
- Ramírez-Correa, J. A., Zapata-Duque, C. M., León-Peláez, J. D., & González-Hernández, M. I. (2007). Caída de hojarasca y retorno de nutrientes en bosques montanos andinos de Piedras Blancas, Antioquia, Colombia. *Interciencia*, 32, 303–311. Retrieved from <http://www.redalyc.org/html/339/33932503/>
- Rivaie, A. A. (2014). The effects of understory vegetation on P availability in *Pinus radiata* forest stands: A review. *Journal of Forestry Research*, 25(3), 489–500. doi: 10.1007/s11676-014-0488-4
- Rodríguez-Sanfuentes, J., & Álvarez-Muñoz, J. (2010). Nutrición y fertilización de plantaciones forestales. Santiago, Chile: Gráfica LOM.
- Rocha-Loredo, G. A., & Ramírez-Marcial, N. (2009). Litter production and leaf-litter decomposition in different pine-oak forest successional conditions in Chiapas, Mexico. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 84, 1–12. Retrieved from <http://www.scielo.org.mx/pdf/bsbm/n84/n84a1.pdf>
- Romahn, V. C. F., & Ramírez, M. H. (2010). *Dendrometría*. México: Universidad Autónoma Chapingo.
- Schlesinger, W. H., & Bernhardt, E. S. (2013). *Biogeochemistry: An analysis of global change* (3rd ed.) San Diego, California, USA: Academic Press.
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (2002). Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000 que establece las especificaciones de fertilidad, sanidad y clasificación de suelos, estudios, muestreo y análisis. México: DOF. Retrieved from <http://biblioteca.semarnat.gob.mx/janium/Documentos/Ciga/libros2009/DO2280n.pdf>
- Sollins, P., Grier, C., Mccorison, F., Cromack, K., Fogel, R., & Fredriksen, R. (1980). The internal element cycles of an old-growth Douglas-fir ecosystem in western Oregon. *Ecological Monographs*, 50, 261–285. doi: 10.2307/2937252
- Zepeda, B. E. M., & Acosta, M. M. (2000). Incremento y rendimiento maderable de *Pinus montezumae* Lamb., en San Juan Tetla, Puebla. *Madera y Bosques*, 6(1), 15-27. doi: 10.21829/myb.2000.611339