



Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente

ISSN: 2007-3828

rforest@correo.chapingo.mx

Universidad Autónoma Chapingo
México

González-Rodríguez, Humberto; Ramírez-Lozano, Roque G.; Cantú-Silva, Israel; Gómez-Meza, Marco V.; Cotera-Correa, Mauricio; Carrillo-Parra, Artemio; Marroquín-Castillo, Jonathan J.

PRODUCCIÓN DE HOJARASCA Y RETORNO DE NUTRIENTES VÍA FOLIAR EN UN MATORRAL DESÉRTICO MICRÓFILO EN EL NORESTE DE MÉXICO

Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente, vol. 19, núm. 2, mayo-agosto, 2013, pp. 249-262

Universidad Autónoma Chapingo
Chapingo, México

Disponible en: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=62927563006>

- 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

PRODUCCIÓN DE HOJARASCA Y RETORNO DE NUTRIENTES VÍA FOLIAR EN UN MATORRAL DESÉRTICO MICRÓFILO EN EL NORESTE DE MÉXICO

LITTERFALL PRODUCTION AND NUTRIENT RETURNS THROUGH LEAVES IN A MICROPHYLOUS DESERT SCRUBLAND, NORTHEASTERN MEXICO

Humberto González-Rodríguez¹; Roque G. Ramírez-Lozano^{2*};
Israel Cantú-Silva¹; Marco V. Gómez-Meza³; Mauricio Cotera-Correa¹;
Artemio Carrillo-Parra¹; Jonathan J. Marroquín-Castillo¹

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

²Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma de Nuevo León. Av. Dr. Pedro de Alba, San Nicolás de los Garza, Nuevo León, MÉXICO.

Correo-e: roque.ramirezlz@uanl.edu.mx (*Autor para correspondencia).

³Facultad de Economía, Universidad Autónoma de Nuevo León. Av. Lázaro Cárdenas Núm. 4600 Ote. Fracc. Residencial Las Torres. C. P. 64930. Monterrey, Nuevo León, MÉXICO.

RESUMEN

La caída de hojarasca y el contenido de macro (Ca, N, P, Mg y K) y microminerales (Fe, Mn y Zn) de las hojas se compararon en dos sitios durante 12 meses (septiembre 2008-agosto 2009). El sitio 1 se ubicó en la comunidad El Llano de La Soledad, Galeana, Nuevo León (1,863 m) y el sitio 2 en la comunidad San José del Alamito, Saltillo, Coahuila (1,895 m). En cada sitio se colocaron, aleatoriamente, 10 canastas (1 m²) para la captura de hojarasca. La caída anual de hojarasca en el sitio 2 fue mayor (407 g·m⁻²·año⁻¹) que en el sitio 1 (162 g·m⁻²·año⁻¹). Las hojas representaron el 47.7 y 53.2 % en el sitio 1 y 2, respectivamente, seguido de ramas (24.6 y 20.3 %), estructuras reproductivas (21.3 y 20.2 %) y otros (4.3 y 7.6 %). La deposición de macro y microminerales fue mayor en el sitio 2 que en el sitio 1. Las diferencias espaciales y temporales, en la cantidad de hojarasca y el retorno de minerales, pudieron estar relacionadas con las temperaturas extremas, composición de la vegetación y propiedades químicas del suelo.

PALABRAS CLAVE: Hojas, deposición de minerales, El Llano de La Soledad, San José del Alamito, Coahuila.

ABSTRACT

Litterfall and macro (Ca, N, P, Mg and K) and microminerals (Fe, Mn and Zn) components of the leaves were compared in two sites for 12 months (September 2008-August 2009). Site 1 was located in El Llano de La Soledad, Galeana, Nuevo León, Mexico (1863 m) and site 2 in San José del Alamito, Saltillo, Coahuila, Mexico (1895 m). A total of 10 litter traps (1 m²) were randomly located at each site to collect litterfall. The annual litterfall at site 2 was higher (407 g·m⁻²·year⁻¹) than at site 1 (162 g·m⁻²·year⁻¹). Leaves (47.7 and 53.2 %: site 1 and site 2, respectively) constituted the highest component, followed by branches (24.6 and 20.3 %), reproductive structures (21.3 and 20.2 %) and others (4.3 and 7.6 %). The deposition of macro and microminerals was higher at site 2 than at site 1. The spatio-temporal differences in litterfall and mineral return might have been related to the extreme temperatures, plant species composition and chemical soil properties.

KEYWORDS: Leaves, mineral deposition, El Llano de La Soledad, San José del Alamito, Coahuila



Recibido: 04 de agosto de 2012
Aceptado: 11 de junio de 2013
doi: 10.5154/r.rchscfa.2012.08.048
<http://www.chapingo.mx/revistas>

INTRODUCCIÓN

La hojarasca es la materia vegetal que se acumula sobre el suelo. La descomposición de ésta **juega un papel importante** en la manutención de la productividad de los ecosistemas forestales, que influyen en la transferencia de materia orgánica, carbono, nitrógeno, fósforo y otros nutrientes de la vegetación al suelo (Pérez-Suárez, Arredondo-Moreno, Huber-Sannwald, & Vargas-Hernández, 2009). Asimismo, la dinámica de los nutrientes de la hojarasca se relaciona directamente con la tasa de descomposición y determina el estado nutricional del ecosistema, lo que ejerce un control crítico sobre la productividad de la vegetación (Semwal, Maikhuri, Rao, Sen, & Saxena, 2003). Por tanto, el conocimiento de las variaciones estacionales en la producción de hojarasca es importante en los estudios de la dinámica poblacional de los organismos edáficos responsables de la descomposición, y en la función que la materia orgánica tiene en el desarrollo del suelo (Anvidia, Fernández, Vázquez-Piqué, González-Pérez, & Tapias, 2009). Las fluctuaciones estacionales en la producción de hojarasca están reguladas fundamentalmente por procesos biológicos y factores climáticos (Prause, Palma, & Adámoli, 1997). Más de la mitad de la absorción anual de nutrimentos en el bosque se debe a la reincorporación de hojarasca en el suelo, y el subsiguiente reciclaje de estos nutrimentos representa la fuente principal de minerales disponibles (Del Valle-Arango, 2003).

La cantidad de hojarasca producida por una comunidad vegetal es la sumatoria de los detritos vegetales aéreos finos aportados al suelo durante un periodo, expresados en peso seco. Allí se incluyen hojas, flores, frutos, semillas y ramas, entre otros (Del Valle-Arango, 2003). Las investigaciones sobre el aporte de nutrimentos vía hojas en el noreste (Nuevo León y Coahuila) de México son escasas, especialmente en el matorral desértico micrófilo, a pesar de su importancia en el país. Por tanto, los objetivos de este estudio fueron cuantificar mensualmente, durante un año, las fluctuaciones de la hojarasca total y determinar el contenido de macro (Ca, K, Mg, N y P) y microminerales (Fe, Mn y Zn) en las hojas de la hojarasca del matorral desértico micrófilo en el noreste de México.

MATERIALES Y MÉTODOS

Localización y descripción de los sitios de estudio

El estudio se realizó en dos sitios. El sitio 1 se ubica en la comunidad El Llano de La Soledad, municipio de Galeana, Nuevo León, dentro de las coordenadas 24° 51' N y 100° 44' O, con una altitud de 1,863 m. El área tiene una extensión de 7,607 ha y forma parte del sistema estatal de Áreas Naturales Protegidas bajo la categoría de Zona Sujeta a Conservación Ecológica (Periódico Oficial del Gobierno del Estado de Nuevo León, 2002). El sitio 2 se ubica en la comunidad San José del Alamito, municipio de Saltillo, Coahuila. La localización geográfica es 24° 54' N y 100° 46' O, con una altitud de 1,895 m. El clima del área corresponde al tipo seco

INTRODUCTION

Litterfall is plant matter accumulating on the ground. Litterfall decomposition plays an important role in maintaining the productivity of forest ecosystems influencing the transfer of organic matter, carbon, nitrogen, phosphorus and other nutrients to the soil (Pérez-Suárez, Arredondo-Moreno, Huber-Sannwald, & Vargas-Hernández, 2009). Moreover, litterfall nutrient dynamics is directly related to the rate of decomposition and determines the nutritional status of the ecosystem, **exercising control over the vegetation productivity** (Semwal, Maikhuri, Rao, Sen, & Saxena, 2003). Thus, the knowledge of seasonal variation in litterfall production is important in studies of population dynamics of soil organisms responsible for decomposition considering the function that organic matter has in soil development (Anvidia, Fernández, Vázquez-Piqué, González-Pérez, & Tapias, 2009). Seasonal fluctuations in litterfall production are regulated primarily by biological and climatic factors (Prause, Palma, & Adámoli, 1997). More than half of the annual absorption of nutrients in the forest is due to the reinstatement of litterfall on the ground, and the subsequent recycling of these nutrients is the main source of minerals available (Del Valle-Arango, 2003).

The amount of litterfall produced by a plant community is the sum of thin aerial plant debris contributed to the soil for a period, expressed as dry weight. They include leaves, flowers, seeds, and branches, among others (Del Valle-Arango, 2003). Research on the contribution of nutrients through fallen leaves northeastern Mexico (Nuevo León and Coahuila) is scarce, especially in the microphyllous desert scrubland, despite its importance in the country. Therefore, the objectives of this study were to quantify monthly for one year the fluctuations of total litterfall and determine the content of macro (Ca, K, Mg, N and P) and microminerals (Fe, Mn and Zn) in litterfall leaves in the microphyllous desert scrubland, northeastern Mexico.

MATERIALS AND METHODS

Location and description of the study sites

The study was conducted at two sites. Site 1 located in El Llano de La Soledad, Galeana, Nuevo León, within the coordinates 24° 51' N y 100° 44' W, at an altitude of 1,863 m. With a surface of 7,607 ha being part of the state system of Protected Natural Areas under the category of Area Subjected to Ecological Conservation (official Gazette of the Government of the State of Nuevo León, 2002). Site 2 located in San José del Alamito, Saltillo, Coahuila. The geographical location is 24° 54' N and 100° 46' W at an altitude of 1,895 m. With a dry or arid temperate climate (BSok(x)), with one of the driest subtype with a ratio precipitation/temperature (P/T) lower than 22.9, mean annual temperature between 12 and 18 °C and winter precipitation rate over 18 % with respect to the annual total (García, 1988).

o árido templado (BSok(x)), subtipo de los más secos con un cociente precipitación/temperatura (P/T) menor de 22.9, temperatura media anual entre 12 y 18 °C y porcentaje de precipitación invernal mayor de 18 % con respecto al total anual (García, 1988).

Vegetación del área de estudio

La vegetación se caracteriza por el pastizal halófilo constituido por especies que se desarrollan sobre suelos con altos contenidos de sales, además del pastizal gipsófilo, compuesto por especies que crecen sobre suelos yesosos. Estos pastizales se encuentran circundados por dos tipos de matorral: matorral desértico micrófilo y matorral desértico rosetófilo. El primero se encuentra en las partes planas, conformado por especies que toleran altas concentraciones de sales. Algunas de ellas son *Larrea tridentata*, *Rhus microphylla*, *Condalia ericoides*, *Atriplex canescens*, *Yucca filifera* y *Acacia constricta*, entre otras. El matorral desértico rosetófilo se localiza sobre lomeríos, donde destacan principalmente *Agave lechuguilla*, *Hechtia glomerata*, *Dasyliirion berlandieri* y *Yucca carnerosana* (Estrada-Castillón et al., 2010). En cada sitio se establecieron 10 unidades de muestreo (10 x 10 m) al azar en un área de aproximadamente 2,500 m². En cada unidad se evaluaron todas las especies presentes. Por cada ejemplar se determinaron los parámetros dasométricos de altura (m) y cobertura (m²) de copas. Este último se estimó tomando la longitud del largo (norte-sur) y ancho (oriente-poniente) de cada copa. La diversidad de especies se determinó mediante el índice de Shannon-Wiener (Matteucci, Colma, & Pla, 1999).

Variables ambientales

En cada sitio de estudio se instalaron sensores automatizados tipo HOBO (modelo v2, Jackson, MS, USA) para registrar la temperatura del aire (°C) y la humedad relativa (%) (Figura 1). Los sensores fueron programados de tal forma

Vegetation of the study area

The vegetation is characterized by the hapophile grassland composed of species develop on soils of high salt content, and gypsophile grassland composed of species growing on gypsiferous soils. These grasslands are surrounded by two types of scrub: microphyllous desert scrubland and rosetophyll desert scrubland. The first is found in the flats formed by species that tolerate high salt concentrations such as *Larrea tridentata*, *Rhus microphylla*, *Condalia ericoides*, *Atriplex canescens*, *Yucca filifera* and *Acacia constricta*, among others. The rosetophyll desert scrubland is located on ridges, where we found *Agave lechuguilla*, *Hechtia glomerata*, *Dasyliirion berlandieri* and *Yucca carnerosana* (Estrada-Castillón et al., 2010). A total of 10 sampling units (10 x 10 m) were randomly established in an area of approximately 2,500 m². All species present were evaluated in each unit. The dasometric parameters of height (m) and crown cover (m²) were determined for each specimen. Crown cover was determined using the length (north south) and width (east-west) of each crown. The species diversity was determined by means of the Shannon-Wiener index (Matteucci, Colma, & Pla, 1999).

Environmental variables

Automated sensors type HOBO (model v2, Jackson, MS, USA) were installed at each study site to record the air temperature (°C) and relative humidity (%) (Figure 1). The sensors were programmed so that the data was recorded every hour. Rainfall (mm) was quantified daily at each using an automated rain gauge (Davis Instruments, model 7852, Lawrenceville, NJ, USA). Moreover, soils samples were taken at each at a depth of 0-20 and 20-40 cm to determine the apparent density (Mg·m⁻³) and some chemical properties such as pH, electric conductivity (µS·cm⁻¹), organic matter content (%), organic carbon (%) and concentration of macro and microelements (mg·kg⁻¹ of soil). Table 1 shows the physical and

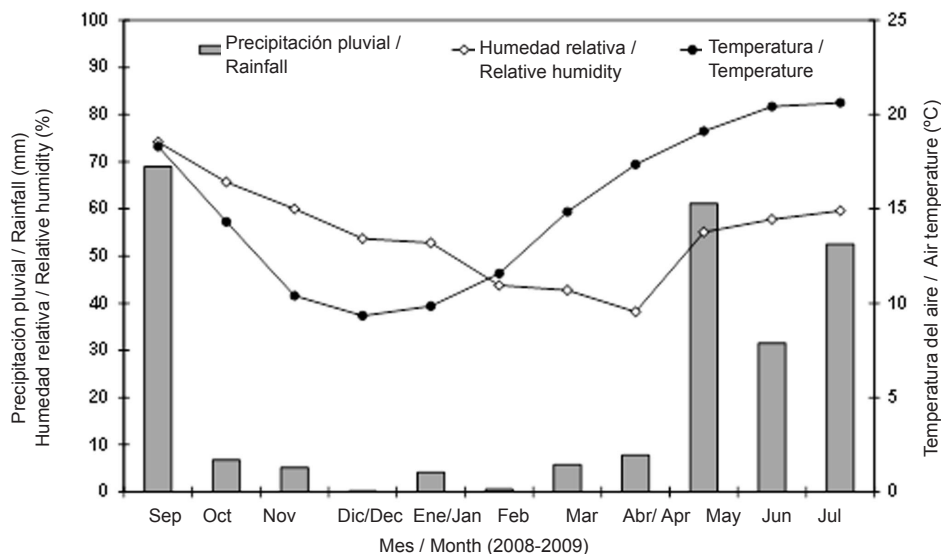


FIGURA 1. Precipitación pluvial mensual, temperatura del aire y humedad relativa media mensual registrada durante el desarrollo del estudio.

FIGURE 1. Monthly rainfall, air temperature and mean monthly relative humidity recorded during the course of the study.

que los datos se registraron cada hora. La precipitación pluvial (mm) diaria fue cuantificada mediante un pluviómetro automatizado (Davis Instruments, modelo 7852, Lawrenceville, NJ, USA). Adicionalmente, se tomaron muestras de suelo, a una profundidad de 0-20 y 20-40 cm, para determinar la densidad aparente ($\text{Mg}\cdot\text{m}^{-3}$) y algunas propiedades químicas como el pH, conductividad eléctrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), contenido de materia orgánica (%), carbono orgánico (%) y concentración de macro y microelementos ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ de suelo). En el Cuadro 1 se encuentran las determinaciones físicas y químicas del suelo, realizadas al inicio del estudio, considerando cuatro repeticiones en cada sitio.

Muestreo de la caída de hojarasca y frecuencia de la recolección

En cada sitio, las colectas de la caída de hojarasca se realizaron en una parcela experimental de $2,500\text{ m}^2$ ($50 \times 50\text{ m}$), libre de pastoreo y representativa del tipo de vegetación. En la parcela se ubicaron 10 canastas (1 m^2) aleatoriamente bajo el dosel vegetal, las cuales consistieron de un marco de madera biselado de 10 cm de altura, cuyo fondo se cubrió con malla plástica fina (1 mm). Las canastas se colocaron a una altura de 50 cm sobre el suelo y permanecieron en el mismo lugar. La recolecta de hojarasca se realizó a intervalos de 15 días (septiembre 2008-agosto 2009). La caída de hojarasca se cuantificó mensualmente mezclando las dos muestras quincenales.

chemical characteristics of soil made at the beginning of the study, considering four replications at each site.

Litterfall sampling and collection frequency

At each site, the collection of litterfall was conducted in an experimental plot of $2,500\text{ m}^2$ ($50 \times 50\text{ m}$) of free grazing and representative of the type of vegetation. A total of 10 litter traps (1 m^2) were placed randomly under the trees, these traps had a beveled wood frame of 10 cm (height), and the bottom was covered with fine plastic mesh (1mm). The traps were placed at a height of 50 cm above the ground and remained in the same place. Litterfall collection was conducted at intervals of 15 days (September 2008- August 2009). Litterfall was quantified monthly by mixing the two samples taken every two weeks.

The collected material was taken to the chemistry laboratory of the Faculty of Forestry at the Universidad Autónoma de Nuevo León (UANL). Litterfall was manually separated into the following categories: leaves, branches (< 2 cm diameter), reproductive structures (flowers, fruits and seeds) and others (bark, organisms, insect's feces and other unidentified materials). Each component was dried using a forced air oven (Lab-Line, Instruments, Inc., model 3476, Imperial V, Melrose Park, IL, USA) at $70\text{ }^\circ\text{C}$ for 72 h to constant weight and then weighted on a digital scale (Ohaus Corporation,

CUADRO 1. Algunas propiedades físicas y químicas del suelo determinadas a la profundidad de 0-20 cm y 20-40 cm en los dos sitios de estudio.

TABLE 1. Some physical and chemical properties of soil determined at 0-20 cm and 20-40 cm depth in two study sites.

Propiedad / Property	Sitio de estudio / Study Site			
	El Llano de La Soledad		San José del Alamito	
	0-20	20-40	0-20	20-40
DA / BU ($\text{Mg}\cdot\text{m}^{-3}$)	0.93	0.93	1.05	0.88
pH	7.64	7.62	7.67	7.60
CE / EC ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	151.38	1,333.67	171.17	427.77
MO / OM (%)	3.67	2.60	5.03	4.03
CO / OC (%)	2.09	1.51	2.91	2.34
Ca ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	9,897.82	31,348.47	10,152.82	10,586.43
Mg ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	244.23	176.97	231.67	242.16
K ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	1,059.25	886.30	846.16	913.41
P ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	2.41	1.65	8.29	2.70
Cu ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	0.44	0.26	0.66	0.70
Mn ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	4.21	5.70	6.08	12.98
Fe ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	1.57	1.08	1.86	1.72
Zn ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	0.51	0.27	1.42	0.68

DA: Densidad aparente, CE: Conductividad eléctrica, MO: Materia orgánica, CO: Carbono orgánico.
BU: Bulk density, EC: Electrical conductivity, OM: Organic matter, OC: Organic carbon.

El material recolectado fue llevado al laboratorio de química de la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad Autónoma de Nuevo León (UANL). La hojarasca fue separada manualmente en las siguientes categorías: hojas, ramas (< 2 cm de diámetro), estructuras reproductivas (flores, frutos y semillas) y otros (corteza, cuerpos, heces de insecto y otros materiales no identificados). Cada componente fue secado en una estufa de aire forzado (Lab-Line, Instruments, Inc., modelo 3476, Imperial V, Melrose Park, IL, USA) a 70 °C durante 72 h hasta obtener peso constante y posteriormente se pesó en una balanza digital (Ohaus Corporation, modelo EP612C, Pine Brook, NJ, USA; 0.001 g de precisión). Con los datos registrados se calculó la tasa de caída ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{mes}^{-1}$) de cada componente. Asimismo, la producción anual total y por componente ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{año}^{-1}$) se determinó a través de la sumatoria de todos los muestreos realizados, por repetición y sitio de estudio.

Composición química

Las hojas fueron molidas en un molino Thomas Willey (Thomas Scientific Apparatus, modelo 3383, Swedesboro, NJ, USA) usando una malla de 1 mm. El material molido se depositó en bolsas previamente etiquetadas por fecha, repetición y sitio de muestreo para su análisis químico posterior. Únicamente se consideraron las hojas por ser el componente principal de la hojarasca y estar presentes a lo largo de todo el periodo de estudio. La materia seca total se determinó en una estufa de aire forzado a 105 °C. El contenido de minerales de las hojas se estableció a partir de soluciones que fueron obtenidas usando la técnica de digestión húmeda (Cherney, 2000). La técnica consistió en incinerar las muestras (1 g) en una mufla a 550 °C durante 5 h. Posteriormente, las cenizas fueron digeridas en una solución de HCl y HNO_3 concentrado (10:1 v/v) y puestas en matraces aforados de 25 mL. Las concentraciones de Ca y Mg (óxido nitroso/flama de acetileno), K, Na, Fe, Mn y Zn (aire/flama de acetileno) fueron determinadas por espectrofotometría de absorción atómica (espectrofotómetro Varian, modelo SpectrAA-200; Varian Australia Pty Ltd., Mulgrave, Victoria, Australia), mientras que el P fue cuantificado con un espectrofotómetro UV visible (Perkin-Elmer, modelo Lamda 1A; Perkin-Elmer Corp., Analytical Instruments, Norwalk, CT, USA) (Association of Official Analytical Chemists [AOAC], 1990). La concentración de N se determinó con el procedimiento micro Kjeldahl (AOAC, 1990). La deposición de minerales ($\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$) se cuantificó multiplicando la producción de hojas por la concentración de cada mineral. Los valores mensuales acumulados en cada sitio se utilizaron como una estimación de la deposición anual de minerales. La deposición anual de Ca, K, Mg, N y P se utilizó para determinar, en cada sitio, la eficiencia en el uso de nutrientes (EUN) de la hojarasca vía hojas, la cual se define como la relación de la masa anual de hojas depositadas por la deposición anual de macrominerales (Vitousek, 1982).

model EP612C, Pine Brook, NJ, USA; 0.001 g of precision). The fall rate ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{month}^{-1}$) for each component was calculated using the data recorded. Also, the total annual production and per component ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{year}^{-1}$) was determined by the sum of all samples taken, per replication and study site.

Chemical composition

Leaves were ground with a mill Thomas Willey (Thomas Scientific Apparatus, modelo 3383, Swedesboro, NJ, USA) using a 1mm mesh. The ground material was placed in bags pre-labeled by date, replication and site for subsequent chemical analysis. Only leaves were considered because they were the main component of litterfall and they were present throughout the study period. Total dry matter was determined using a forced air oven at 105 °C. The mineral content of leaves was determined from solutions that were obtained using the wet digestion technique (Cherney, 2000). This technique consisted of incinerating the samples (1 g) using a muffle at 550 °C for 5 h. Then, the ashes were digested in a solution of HCl and concentrated HNO_3 (10:1 v/v) and placed into volumetric flasks of 25 mL. The concentrations of Ca and Mg (nitrous oxide/ acetylene flame), K, Na, Fe, Mn and Zn (air/acetylene flame) were determined by means of atomic absorption spectrophotometry (Spectrophotometer Varian, model SpectrAA-200; Varian Australia Pty Ltd., Mulgrave, Victoria, Australia); while P was quantified using a UV-visible spectrophotometer (Perkin-Elmer, model Lamda 1A; Perkin-Elmer Corp., Analytical Instruments, Norwalk, CT, USA) (AOAC, 1990). The N concentration was determined using the micro Kjeldahl procedure (AOAC, 1990). The mineral deposition ($\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$) was quantified by multiplying the production of leaves by the concentration of each mineral. Cumulative monthly values at each site were used as an estimate of the annual deposition of minerals. The annual deposition of Ca, K, Mg, N and P was used to determine, at each site, the nutrient use efficiency (NUE) of litterfall through leaves, which is defined as the relationship of the annual mass deposited by the annual deposition of macromineral (Vitousek, 1982).

Statistical Analysis

Litterfall and mineral deposition data were analyzed using the nonparametric Kruskal-Wallis test (Steel & Torrie, 1980) because they did not show a normal distribution or homogeneity of variances. To find differences in litterfall and mineral deposition between sites, we used the nonparametric Mann-Whitney U test with Bonferroni correction (Wackerly, Mendenhall, & Scheaffer, 2002) with a significance level of $P = 0.05$. Shannon index, density and coverage data showed homogeneity of variances (Levene test with $P = 0.05$) and a normal distribution according to the statistical tests of Kolmogorov-Smirnov (with Lilliefors correction) and Shapiro-Wilk (Brown & Forsythe, 1974). Therefore, data was submitted to the analysis of variance with classification criteria (Ott, 1993; Steel & Torrie, 1980). Differences

Análisis estadístico

Los datos de caída de hojarasca y deposición de minerales fueron analizados mediante la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis (Steel & Torrie, 1980) dado que no mostraron una distribución normal ni homogeneidad de varianzas. Para encontrar diferencias en la caída de hojarasca y deposición de minerales entre sitios, se utilizó la prueba no paramétrica de Mann-Whitney U con la corrección de Bonferroni (Wackerly, Mendenhall, & Scheaffer, 2002) con un nivel de significancia de $P = 0.05$. Los datos del índice de Shannon, densidad y cobertura presentaron homogeneidad de varianzas (prueba de Levene con $P = 0.05$) así como también una distribución normal de acuerdo con las pruebas estadísticas de Kolmogorov-Smirnov (con la corrección de Lilliefors) y Shapiro-Wilk (Brown & Forsythe, 1974). Por tanto, los datos se sometieron al análisis de varianza con un criterio de clasificación (Ott, 1993; Steel & Torrie, 1980). Las diferencias entre medias de cada sitio se detectaron con la prueba de Tukey DSH ($P = 0.05$) (Ott, 1993; Steel & Torrie, 1980). Todos los análisis estadísticos se llevaron a cabo con el paquete estadístico SPSS versión 13 para Windows (Statistical Package for the Social Sciences [SPSS], 2000).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Composición florística

En el Cuadro 2 se muestran las especies de las plantas identificadas en cada sitio de estudio, la familia a la que pertenecen, así como la densidad, altura y cobertura. En los sitios de estudio se registró un total de 14,310 individuos pertenecientes a nueve familias, predominando las plantas de la familia Cactaceae (seis especies). En las ocho familias restantes sólo se registró una especie por familia. De las 14 especies identificadas en el sitio 1 (El Llano de La Soledad), el 86 % de la cobertura total estuvo representada por *L. tridentata* (48 %) y *Flourensia cernua* (38 %), mientras que en el sitio 2 (San José del Alamito), *Prosopis laevigata* (34 %), *L. tridentata* (16 %) y *F. cernua* (17 %) contribuyeron con el 68 % de la cobertura total. No se detectaron diferencias estadísticas ($F = 3.580$, $P = 0.075$, $gl_e = 18$, $CME = 164.247$) en la cobertura de los sitios. La cobertura en el sitio 1 y 2 fue de 3,325 y 4,410 $m^2 \cdot ha^{-1}$, respectivamente. El análisis estadístico de los datos de densidad mostró diferencias significativas ($F = 18.36$, $P < 0.001$, $gl_e = 18$, $CME = 694.2$) entre los sitios. La densidad en el sitio 1 y 2 fue de 9,680 y 4,630 individuos- ha^{-1} , respectivamente. Los resultados del análisis de varianza de los datos del índice de diversidad de Shannon indicaron diferencias significativas ($F = 24.01$, $P < 0.001$, $gl_e = 18$, $CME = 0.149$) entre los sitios. El índice de Shannon en el sitio 1 fue de 0.998 y en el sitio 2 fue de 1.843.

Caída de hojarasca

La caída total de la hojarasca fue significativamente diferente entre sitios en todos los meses, con excepción de febrero, junio y julio ($P > 0.05$). La mayor caída de hojarasca se

entre medios de cada sitio fueron detectados usando la prueba de Tukey HSD ($P = 0.05$) (Ott, 1993; Steel & Torrie, 1980). All statistical analyzes were performed using the SPSS software version 13 for Windows (SPSS, 2000).

RESULTS AND DISCUSSION

Floristic composition

Table 2 shows the species of the plants identified at each study site, the family to which they belong, as well as density, height and coverage. At the study sites a total of 14,310 trees were recorded, these trees belonged to nine families; six species of the family Cactaceae predominated. In the eight remaining families, only one species per family was recorded. From the 14 species identified at site 1 (El Llano de La Soledad), 86 % of the total coverage was represented by *L. tridentata* (48 %) and *Flourensia cernua* (38 %), while at site 2 (San José del Alamito), *Prosopis laevigata* (34 %), *L. tridentata* (16 %) and *F. cernua* (17 %) accounted for 68 % of the total coverage. No statistical differences were detected ($F = 3.580$, $P = 0.075$, $df_e = 18$, $MSE = 164.247$) in the coverage of the sites. The coverage at site 1 and 2 was 3,325 and 4,410 $m^2 \cdot ha^{-1}$, respectively. The statistical analysis of the density data showed significant differences ($F = 18.36$, $P < 0.001$, $df_e = 18$, $MSE = 694.2$) between the sites. The density at site 1 and 2 was 9,680 and 4,630 trees- ha^{-1} , respectively. The results of analysis of variance of the data of Shannon diversity index indicated significant differences ($F = 24.01$, $P < 0.001$, $df_e = 18$, $MSE = 0.149$) between sites. The Shannon index was 0.998 at site 1 and 1.843 at site 2.

Litterfall

Total litterfall was significantly different between sites in all months, except for February, June and July ($P > 0.05$). The largest litterfall was recorded at site 2 during almost every month (Figure 2a). Similar trends to the total monthly litterfall were observed in leaves (Figure 2b), branches (Figure 2c) and other component (Figure 2d). Monthly values of reproductive structures (Figure 2e) did not vary significantly between sites, except for September and April; site 2 (San José del Alamito) had higher values than site 1 (El Llano de La Soledad). At both sites, most litterfall through leaves and branches occurred in the months of October and November. These results are related to the extreme temperature conditions recorded below freezing point, which reached -8.9 °C (October, November and December). Probably these temperatures provoked an increase in the abscission not only in leaves but also in branches (Álvarez, Villagra, Rossi, & Cesca, 2009). However, the high variability in litterfall may also be related to the area and number of collectors, as documented previously (Del Valle-Arango, 2003). Whether other sources of variation may alter the litterfall on a seasonal or yearly period, the results of this study clearly show that the main component of litterfall (by high to low deposition) is represented by leaves, branches, and other reproductive structures. Similar results have been observed in the Tam-

CUADRO 2. Algunas variables ecológicas de las especies identificadas en los dos sitios de estudio.

TABLE 2. Some ecological variables of the species identified in the two study sites.

Especie / Species	Familia / Family	Densidad / Density (Individuos-ha ⁻¹)	Altura / Height (m)	Cobertura / Coverage (m ² -ha ⁻¹)
El Llano de La Soledad				
<i>Koeberlinia spinosa</i> Zucc.	Koeberliniaceae	100	6.21 ± 0.06	111.60
<i>Rhus microphylla</i> G. B. Hinton	Anacardiaceae	20	0.50 ± 0.20	3.22
<i>Condalia ericoides</i> (A. Gray) M. Johnston	Rhamnaceae	520	0.38 ± 0.02	81.96
<i>Opuntia imbricata</i> G. B. Hinton	Cactaceae	140	0.96 ± 0.15	52.64
<i>Larrea tridentata</i> (Sessé & Mo. ex DC.) Coville	Zygophyllaceae	2,060	0.93 ± 0.03	1,586.65
<i>Flourensia cernua</i> DC.	Asteraceae	6,110	0.48 ± 0.01	1,264.47
<i>Opuntia engelmannii</i> Salm-Dyck	Cactaceae	710	0.61 ± 0.03	218.90
<i>Opuntia leptocaulis</i> G. B. Hinton	Cactaceae	20	0.65 ± 0.05	6.15
Total		9,680		3,325.59
San José del Alamito				
<i>Berberis trifoliolata</i> G. B. Hinton	Berberidaceae	130	1.27 ± 0.17	107.51
<i>Echinocereus Pentaloophus</i> (DC.) Lemaire	Cactaceae	10	0.50	1.59
<i>Opuntia tunicata</i> (Lehm.) Pfeiff.	Cactaceae	10	0.12	0.71
<i>Koeberlinia spinosa</i> Zucc.	Koeberliniaceae	110	0.86 ± 0.08	199.30
<i>Rhus microphylla</i> G. B. Hinton	Anacardiaceae	250	1.30 ± 0.11	316.26
<i>Condalia ericoides</i> (A. Gray) M. Johnston	Rhamnaceae	860	0.67 ± 0.04	313.80
<i>Opuntia imbricata</i> G. B. Hinton	Cactaceae	30	1.66 ± 0.20	15.20
<i>Larrea tridentata</i> (Sessé & Mo. ex DC.) Coville	Zygophyllaceae	1,000	1.29 ± 0.06	719.70
<i>Flourensia cernua</i> DC.	Asteraceae	1,310	1.02 ± 0.02	765.50
<i>Prosopis laevigata</i> (Humb. y Bonpl. Ex Willd) M. C. Johnst	Leguminoseae	320	2.08 ± 0.09	1,501.20
<i>Opuntia engelmannii</i> Salm-Dyck	Cactaceae	490	0.48 ± 0.04	446.80
<i>Ferocactus pilosus</i> G. B. Hinton	Cactaceae	20	0.55 ± 0.15	3.79
<i>Yucca filifera</i> Chabaud	Agavaceae	90	2.08 ± 0.58	18.30
Total		4,630		4,409.66

± Error estándar de la media

± Standard error of the mean

registró en el sitio 2 durante casi todos los meses (Figura 2a). Tendencias similares a la caída total mensual de la hojarasca fueron observadas en las hojas (Figura 2b), ramas (Figura 2c) y en el componente otros (Figura 2d). Los valores mensuales de las estructuras reproductivas (Figura 2e) no variaron significativamente entre sitios, con excepción de septiembre y abril, donde en el sitio 2 (San José del Alamito) fueron mayores que el sitio 1 (El Llano de La Soledad). En ambos sitios, la mayor caída de hojarasca vía hojas y ramas se presentó en los meses de octubre y noviembre. Estos resultados se relacionan con las condiciones extremas de temperatura registradas por debajo del punto de congelación, las cuales llegaron a -8.9 °C (octubre, noviembre y diciembre). Probablemente, estas temperaturas originaron un incremento en la abscisión no sólo de hojas sino también de ramas (Álvarez, Villagra, Rossi, & Cesca, 2009). No obs-

aulipan thornscrub (Domínguez, 2009; Rodríguez, 2010). López et al. (2013) reported that the greatest litterfall was recorded in the winter season (December-March).

The total annual litterfall was significantly greater at site 2 (407.1 g·m⁻²·year⁻¹) than at site 1 (162.5 g·m⁻²·year⁻¹). The same trend was observed in total litterfall of leaves, branches and reproductive structures (Table 3). However, the total litterfall of the component did not differ between sites ($P > 0.05$). At site 1, leaves (53.2 %) were the major component followed by branches (20.3 %), reproductive structures (20.2 %) and other components (7.6 %). Site 2 showed a similar trend than site 1; leaves (47.7 %), branches (24.6 %), reproductive structures (21.3 %) and others (4.3 %). The highest value of litterfall (67 %) was reported by Passera (1983) in a community of *Larrea* sp. in Mendoza, Argentina. Moreover,

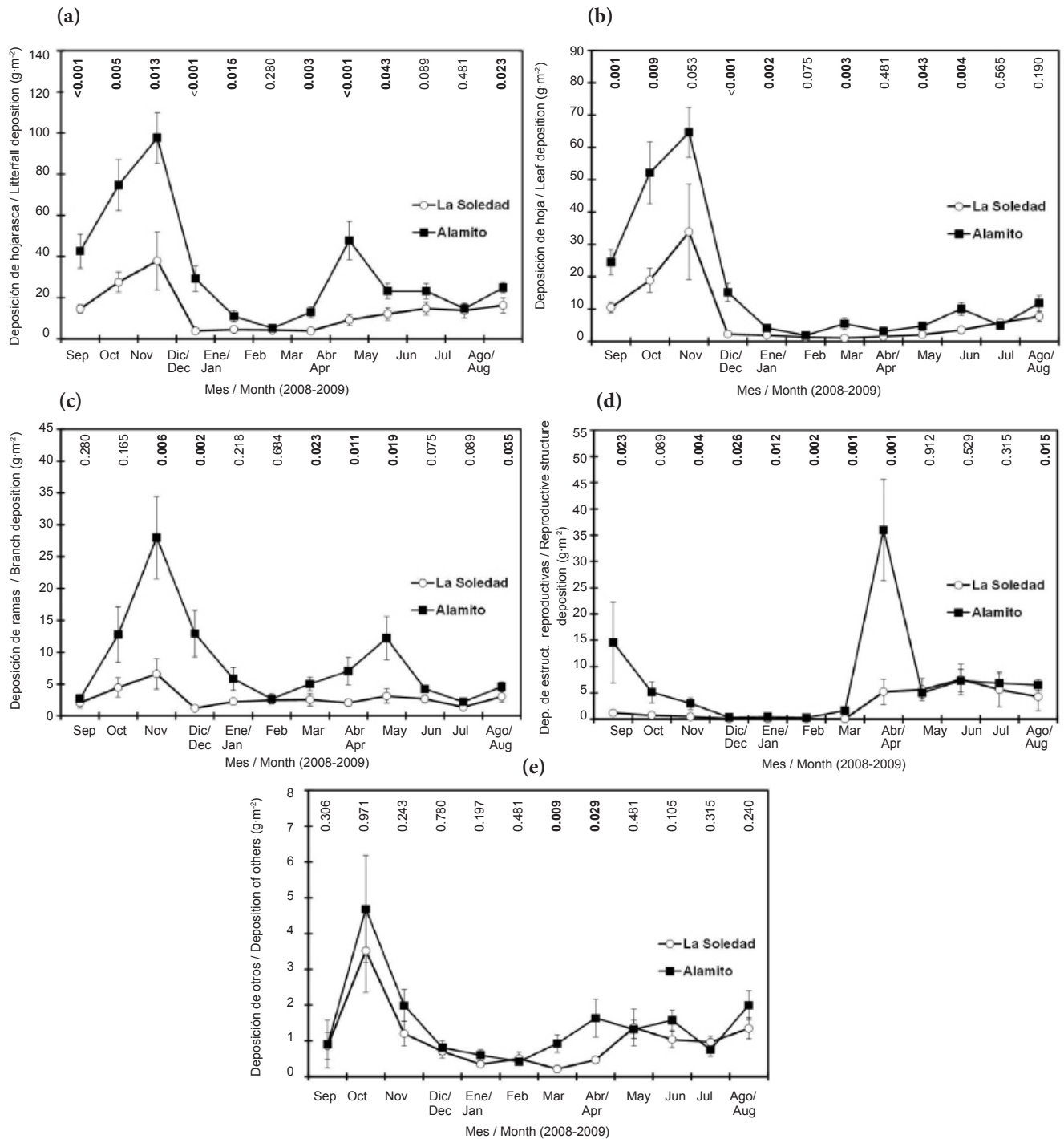


FIGURA 2. Caída total (a) de hojarasca y sus componentes: hojas (b), ramas (c), estructuras reproductivas (d) y otros (e). Cada valor graficado representa la media (n = 10) ± error estándar. La probabilidad (P ≤ 0.05) de la prueba de Mann-Whitney U para detectar diferencias significativas entre sitios se ilustra en cada mes de muestreo dentro de la gráfica.

FIGURE 2. Total litterfall (a) and its components: leaves (b), branches (c), reproductive structures (d) and others (e). Each value represents the mean (n = 10) ± standard error. The probability (P ≤ 0.05) of the Mann-Whitney U test for significant differences between sites is shown in each sampling month within the graph.

tante, la alta variabilidad en la caída de hojarasca también puede estar relacionada con el área y número de colectores, tal como se ha documentado anteriormente (Del Valle-Aranzo, 2003). Independientemente de que otras fuentes de variación puedan alterar la caída de la hojarasca en una base estacional o anual, los resultados del presente estudio demuestran claramente que el principal componente de la hojarasca en orden de mayor a menor deposición está representado por las hojas, ramas, estructuras reproductivas y otros. Resultados similares se han observado en el matorral espinoso tamaulipeco (Domínguez, 2009; Rodríguez, 2010). López et al. (2013) reportaron que las mayores caídas de hojarasca se registraron en la época de invierno (diciembre-marzo).

La caída anual total de hojarasca fue significativamente mayor en el sitio 2 ($407.1 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{año}^{-1}$) que en el sitio 1 ($162.5 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{año}^{-1}$). La misma tendencia se observó en la caída total de hojas, ramas y estructuras reproductivas (Cuadro 3). Sin embargo, la caída total del componente no fue diferente entre sitios ($P > 0.05$). En el sitio 1, las hojas (53.2 %) fueron el mayor componente seguido de ramas (20.3 %), estructuras reproductivas (20.2 %) y otros componentes (7.6 %). El sitio 2 mostró una tendencia similar al sitio 1; hojas (47.7 %), ramas (24.6 %), estructuras reproductivas (21.3 %) y otros (4.3 %). El valor más elevado de la caída de hojas (67 %) fue reportado por Passera (1983) en una comunidad de *Larrea* sp. en Mendoza, Argentina. Asimismo, Rodríguez (2010) documentó una contribución de hojas de 72 y 68 % en comunidades vegetales de Nuevo León, México, situadas bajo un gradiente altitudinal de 300 m (matorral espinoso) a 1,600 m (bosque de pino). González et al. (2011), en este mismo tipo de gradiente, reportaron contribuciones de 73 a 86 %. López et al. (2013) reportaron contribuciones de 40 a 60 % en el matorral espinoso tamaulipeco.

En este estudio, la variación espacial y temporal de la caída de hojarasca, probablemente estuvo asociada con la composición florística de cada sitio (Prause et al., 1997) ya que la composición vegetal en el sitio 2 estuvo dominada por *Prosopis* sp., mientras que en el sitio 1, la especie dominante fue *Larrea* sp.

Las hojas representaron el principal componente de la hojarasca; 50 a 53 %. Estos porcentajes están dentro de los rangos reportados por Caritat, García, Lapeña, y Vilar, (2006), Santa Regina (2000), Santa Regina y Tarazona (2001a) y Santa Regina y Tarazona (2001b), quienes encontraron que el componente hojas representa el 50-80 % de todos los componentes de la hojarasca en diversos ecosistemas. Varios estudios (Domínguez, 2009; González et al., 2008; López et al., 2013; Rodríguez, 2010) reportan deposiciones del componente hojas que oscilan de 40 a 86 % en ecosistemas similares al presente estudio. La cantidad de hojarasca que regresa al suelo y la concentración de nutrientes acumulados en ella, determinan la cantidad de cada uno de los elementos minerales que retornarán al suelo. Las hojas presentan una alta demanda de nutrientes con respecto al resto de los órganos del árbol; entre el 30 y el 70 % del total de los nutrientes almacenados anualmente se encuentran en ellas (Piatek & Allen, 2000).

Rodríguez (2010) documentó una contribución de hojas de 72 y 68 % en plant communities of Nuevo León, Mexico, located on an altitudinal gradient from 300 m (thornscrub) to 1600 m (pine forest). González et al. (2011), in this same type of gradient, reported contributions of 73 to 86 %. Lopez et al. (2013) reported contributions of 40-60 % in Tamaulipan thornscrub.

In this study, the spatial and temporal variation of litterfall, probably was associated with the floristic composition of each site (Prause et al., 1997) as vegetation composition at Site 2 was dominated by *Prosopis* sp., meanwhile at site 1, the dominant species was *Larrea* sp.

Leaves represented the major component of litterfall; 50-53 %. These percentages are within the ranges reported by Caritat, García, Lapeña, and Vilar, (2006), Santa Regina (2000), Santa Regina and Tarazona (2001a) and Santa Regina and Tarazona (2001b), who found that leaves accounts for 50-80 % of all litterfall components in various ecosystems. Several studies (Domínguez, 2009; González et al., 2008; López et al., 2013; Rodríguez, 2010) reported leaf depositions ranging from 40-86 % in ecosystems similar to that used in the present study. The amount of litterfall returning to the soil and the concentration of nutrients accumulated in the litterfall, determine the amount of each one of the minerals that will return to the soil. Leaves have a high nutrient demand relative to the rest of the organs of the tree, between 30 and 70 % of the total of nutrients stored annually are found in the leaves (Piatek & Allen, 2000).

Nutrient deposition

Figure 3 shows the monthly depositions of macro-and microminerals. During the August to December, when the largest litterfall occurred, the deposition of macro and microminerals were higher and statistically different between sites. In general, at site 2 (San José del Alamito) the greatest amount of macro and microminerals was deposited significantly (Table 3). The order from highest to lowest macrominerals deposition at both sites was $\text{Ca} > \text{N} > \text{K} > \text{Mg} > \text{P}$ and in the case of micromineral $\text{Fe} > \text{Mn} > \text{Zn}$. Some studies conducted in the Tamaulipan thornscrub (González et al., 2008; González et al., 2011; López et al., 2013) report similar depositions. Apparently, the solubility of trace elements is controlled largely by the pH (White & Zasoski, 1999). In the present study, the low levels of microminerals were possibly influenced by the high pH of the soil resulting in a low availability. For every unit of increment in the pH, the solubility decreases 100 times as divalent metals such as Zn, Cu and Mn or 1,000 times as trivalents such as Fe (Rengel, 2001).

The efficient use of macrominerals ($\text{g of leaves}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{year}^{-1}/\text{g mineral in leaves}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{year}^{-1}$) from litterfall is related with the use of mineral to produce new biomass. In the present study, the efficient use of Ca was significantly higher at site 1 than at site 2, while N, K, Mg and P were similar ($P > 0.05$) between both sites (Table 3). Even when the deposition of Mg

CUADRO 3. Caída anual de hojarasca y sus respectivos componentes, deposición de macro y microminerales, y uso eficiente de macrominerales en los dos sitios de estudio.

TABLE 3. Annual litterfall and its respective components, macro and microminerals deposition, and use efficiency of macrominerals in the two study sites.

Caída anual / Annual litterfall	Sitio de estudio / Study site		Estadístico / Statistical	
	El Llano de La Soledad	San José del Alamito	Mann-Whitney U	Valor P
Componente de la hojarasca (g·m ⁻² ·año ⁻¹) / Component of litterfall (g·m ⁻² ·year ⁻¹)				
Hojas / Leaves	86.4 ± 15.8	202.3 ± 16.9	6.00	< 0.001
Ramas / Branches	33.0 ± 5.7	100.2 ± 17.5	12.00	0.003
Estructuras reproductivas / Reproductive structures	30.7 ± 11.3	86.9 ± 15.0	14.00	0.005
Otros / Others	12.4 ± 1.6	17.6 ± 3.4	35.00	0.280
Total	162.5 ± 29.1	407.1 ± 37.0	5.00	< 0.001
Macrominerales (mg·m ⁻² ·año ⁻¹) / Macrominerals (mg·m ⁻² ·year ⁻¹)				
Ca	1,605.9 ± 271.7	5,264.4 ± 429.8	2.00	< 0.001
K	1,398.1 ± 393.0	2,551.0 ± 293.9	17.00	0.011
Mg	20.8 ± 5.2	50.4 ± 5.0	10.00	0.002
N	1,822.6 ± 343.1	4,506.5 ± 379.3	6.00	< 0.001
P	121.5 ± 26.1	297.1 ± 31.0	9.00	0.001
Microminerales (mg·m ⁻² ·año ⁻¹) / Microminerals (mg·m ⁻² ·year ⁻¹)				
Fe	20.8 ± 2.6	54.1 ± 4.9	4.00	< 0.001
Mn	4.0 ± 0.6	11.9 ± 1.0	1.00	< 0.001
Zn	1.6 ± 0.3	5.7 ± 0.6	4.00	< 0.001
Uso Eficiente ¹ / Use efficiency ¹				
Ca	53.4 ± 2.1	38.8 ± 1.5	3.00	< 0.001
K	73.4 ± 5.5	83.5 ± 6.2	38.00	0.393
Mg	4,710.2 ± 308.3	4,079.1 ± 173.1	31.00	0.165
N	47.8 ± 1.0	45.0 ± 1.1	28.00	0.105
P	758.5 ± 34.9	701.1 ± 30.0	32.00	0.190

¹Uso eficiente = (g hojas·m⁻²·año⁻¹ / g mineral en hojas·m⁻²·año⁻¹) (Vitousek, 1982). Los valores representan la media (n = 10) ± error estándar. Probabilidades estadísticamente significativas (P ≤ 0.05) de acuerdo con la prueba de Mann-Whitney U.

¹Use efficiency = (g leaves·m⁻²·year⁻¹ / g mineral in leaves·m⁻²·year⁻¹) (Vitousek, 1982). Values represent the mean (n = 10) ± standard error. Statistically significant probability (P ≤ 0.05) according to the test of Mann-Whitney U.

Deposición de nutrientes

En la Figura 3 se muestran las deposiciones mensuales de macro y microminerales. Durante los meses de agosto a diciembre, cuando se presentó la mayor caída de hojas, las deposiciones de macro y microminerales fueron más elevadas y estadísticamente diferentes entre sitios. En general, en el sitio 2 (San José del Alamito) se depositó significativamente la mayor cantidad de macro y microminerales (Cuadro 3). El orden de mayor a menor deposición de macrominerales en ambos sitios fue Ca > N > K > Mg > P y el de microminerales fue Fe > Mn > Zn. Algunos estudios realizados en el matorral espinoso tamaulipeco (González et al., 2008; Gon-

was low, its efficient use was relatively larger than Ca, K, N and P. This is not consistent with that reported in studies conducted in different forest ecosystems (Del Valle-Aranjo, 2003; Safou-Matondo, Deleporte, Laclau, & Bouillet, 2005; Swamy, Kushwaha, & Puri, 2004). On the other hand, in other studies (Domínguez, 2009; González et al., 2008; López et al., 2013; Rodríguez, 2010) conducted in the Tamaulipan thornscrub, we observed that P has the greatest efficient use. It has been argued that Mg may be retranslocated to other plant structures before leaf senescence and that this reabsorption could be used for the production of new plant structures or physiological processes. It has frequently been suggested that species of poor habitats in nutrients have

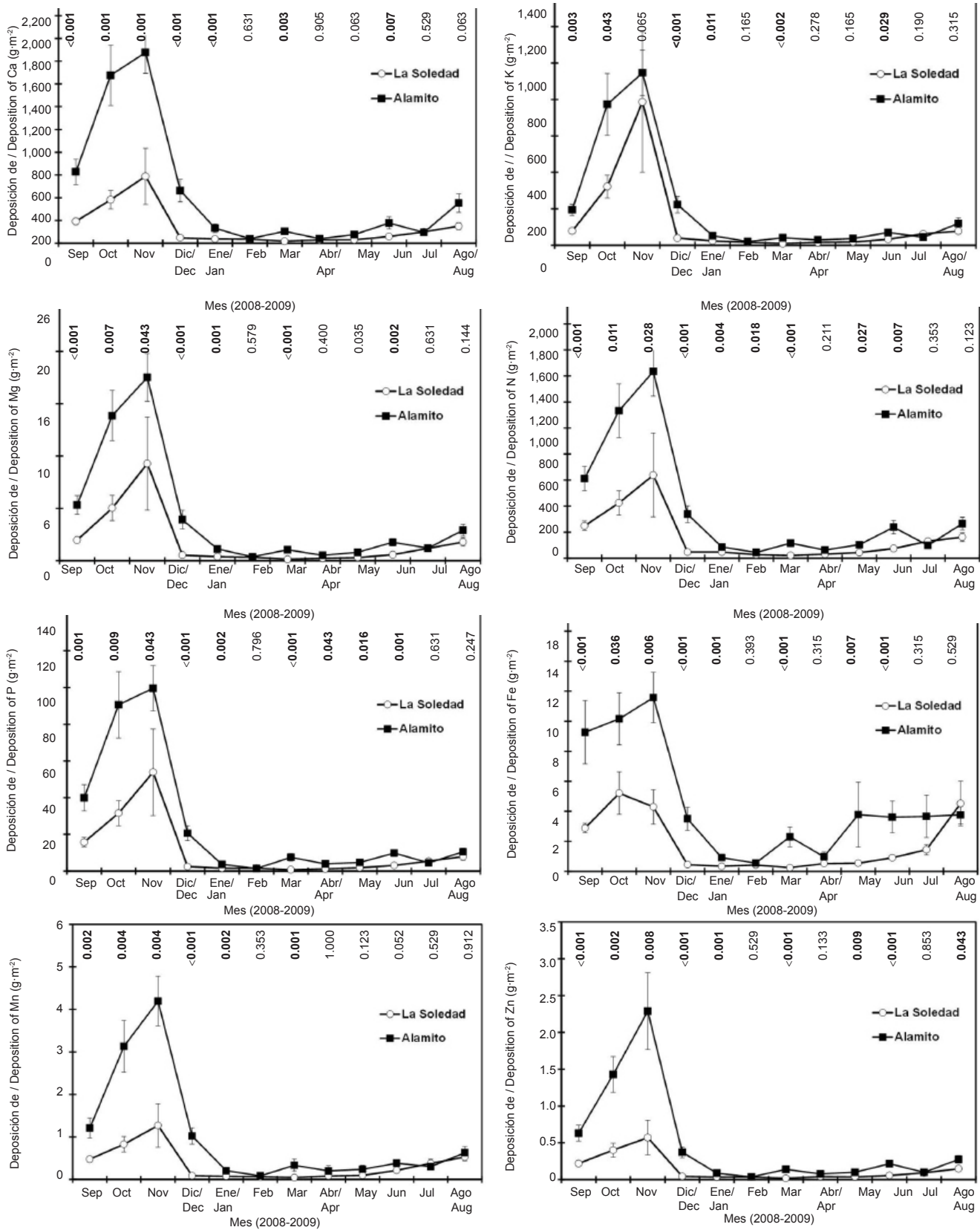


FIGURA 3. Deposición mensual de macro (Ca, K, Mg, N y P) y microminerales (Fe, Mn y Zn). Cada valor graficado representa la media ($n = 10$) \pm error estándar. La probabilidad ($P \leq 0.05$) de la prueba de Mann-Whitney U para detectar diferencias significativas entre sitios se ilustra en cada mes de muestreo dentro de la gráfica.

FIGURE 3. Monthly deposition of macro (Ca, K, Mg, N and P) and microminerals (Fe, Mn and Zn). Each value represents the mean ($n = 10$) \pm standard error. The probability ($P \leq 0.05$) of the Mann-Whitney U test for significant differences between sites is shown in each sampling month within the graph.

zález et al., 2011; López et al., 2013) reportan deposiciones similares. Aparentemente, la solubilidad de los elementos traza se controla en gran medida por el pH (White & Zasoski, 1999). En este estudio, los valores bajos de microminerales posiblemente estuvieron influidos por el pH alto de los suelos dando como resultado una baja disponibilidad. Por cada unidad de incremento en el pH, la solubilidad disminuye 100 veces en metales divalentes tales como Zn, Cu y Mn o 1,000 veces en trivalentes como el Fe (Rengel, 2001).

El uso eficiente de los macrominerales (g de hojas·m⁻²·año⁻¹/g mineral en hojas·m⁻²·año⁻¹) provenientes de la hojarasca está relacionado con el uso del mineral para producir nueva biomasa. En este estudio, el uso eficiente de Ca fue significativamente mayor en el sitio 1 que en el sitio 2, mientras que el N, K, Mg y P fueron similares ($P > 0.05$) entre sitios (Cuadro 3). Aun cuando la deposición de Mg fue baja, su uso eficiente fue relativamente mayor que el Ca, K, N y P. Lo anterior no concuerda con lo reportado en estudios realizados en diferentes ecosistemas forestales (Del Valle-Arango, 2003; Safou-Matondo, Deleporte, Laclau, & Bouillet, 2005; Swamy, Kushwaha, & Puri, 2004). En cambio, en otras investigaciones (Domínguez, 2009; González et al., 2008; López et al., 2013; Rodríguez, 2010) realizadas en el matorral espinoso tamaulipeco, se observó que el P es el que presenta el mayor uso eficiente. Se ha argumentado que el Mg pudiera ser retranslocado a otras estructuras de las plantas antes de la senescencia de las hojas y que esta reabsorción pudiera ser usada para la producción de nuevas estructuras vegetales o procesos fisiológicos. Frecuentemente, se ha sugerido que las especies de hábitats pobres en nutrientes presentan una mayor eficiencia en la retranslocación (Vitousek, 1982). En otros estudios se ha encontrado que las plantas que crecen en hábitats fértiles son más eficientes en la reabsorción (Nambiar & Fife, 1987). Del Arco, Escudero, y Garrido (1991) establecen que el grado de reabsorción depende del periodo de abscisión de la hoja, de modo que las especies con una caída más lenta presentan una menor eficiencia en la reabsorción de nutrientes debido probablemente a lo impredecible de la época de abscisión foliar. La abscisión gradual de las hojas parece ser una adaptación al estrés hídrico en regiones con climas áridos o semiáridos. El estado nutricional de la planta y la humedad del suelo son posibles factores que controlan la reabsorción de nutrientes (Del Arco et al., 1991; Rentería, Jaramillo, Martínez-Yrizar, & Pérez-Jiménez, 2005). Algunos autores postulan que la eficiencia en la reabsorción está influida por el incremento de la radiación. Lo anterior, debido a que el proceso de retranslocación requiere cierta cantidad de energía proporcionada por la fotosíntesis, siendo el Mg el más requerido en este proceso por ser el constituyente principal de la clorofila, participar en el llenado de la semilla y el fruto, favorecer la absorción del fósforo que está muy asociado con el Ca y el K, y participar como activador enzimático (Boerner, 1986).

greater retranslocation efficiency (Vitousek, 1982). Other studies have found that plants growing in fertile habitats are more efficient in resorption (Nambiar & Fife, 1987). Del Arco, Escudero, y Garrido (1991) established that the degree of absorption depends on the period of leaf abscission, so that species with a slower fall have lower efficiency of nutrient reabsorption, probably due to the unpredictability of the time of leaf abscission. The gradual leaf abscission appears to be an adaptation to water stress in regions with arid or semi-arid climates. Nutritional status of the plant and soil moisture are possible factors controlling nutrient reabsorption (Del Arco et al., 1991; Rentería, Jaramillo, Martínez-Yrizar, & Pérez-Jiménez, 2005). Some authors postulate that the reabsorption efficiency is influenced by the increased radiation. This, because the re-translocation process requires a certain amount of energy provided by photosynthesis; Mg is the most required in this process for being the main constituent of the chlorophyll, for participating in the filling of the seed and fruit, favoring phosphorus absorption that is closely associated with Ca and K, and participate as enzyme activator (Boerner, 1986).

CONCLUSIONS

The total litterfall was 2.7 times higher in San José del Alamito (site 2) than in El Llano de La Soledad (site 1). The highest leaf production was recorded in winter. Differences were detected in the production of branches, reproductive structures, leaves and total litterfall, between sites. Site 2 showed greater vegetation cover and greater contribution of deposited components than site 1. Also, the prevailing climatic conditions were decisive for litterfall production.

At each site, differences were observed in the productivity of nutrients, but not in the quality of the leaves, measured by the contribution of minerals, where similar percentages were found in Mg (40 %), N (36 %) and P (2.5 %). Therefore, the productivity of each study site allows the difference in the contribution of minerals, i.e., greater productivity, greater nutrient supply. The difference in the return of nutrients, between the study sites, is related to soil conditions, floristic structure, litter quality, seasonal changes and variations in temperature and precipitation, which influenced the nutrient use efficiency.

CONCLUSIONES

La caída total de hojarasca fue 2.7 veces mayor en San José del Alamito (sitio 2) que en El Llano de La Soledad (sitio 1). La mayor producción foliar se registró en invierno. Entre sitios, se detectaron diferencias en la producción de ramas, estructuras reproductivas, hojas y en el total de hojarasca. El sitio 2 mostró mayor cobertura vegetal y mayor aporte de componentes depositados que el sitio 1. Asimismo, las condiciones climáticas prevalecientes fueron determinantes en la producción de hojarasca.

En cada sitio, se observaron diferencias en la productividad de nutrientes, no así en la calidad de las hojas, medida a través del aporte de minerales, donde se encontraron porcentajes similares en Mg (40 %), N (36 %) y P (2.5 %). Por tanto, la productividad de cada sitio de estudio permite la diferencia en la aportación de minerales; es decir, a mayor productividad, mayor aportación de nutrientes. La diferencia en el retorno de nutrimentos, entre los sitios de estudio, se relaciona con las condiciones edáficas, la estructura florística, la calidad de la hojarasca, los cambios estacionales y las variaciones de temperatura y precipitación, los cuales influyeron en la eficiencia del uso de nutrientes.

REFERENCIAS

- Álvarez, J. A., Villagra, P. E., Rossi, B. E., & Cesca, E. M. (2009). Spatial and temporal litterfall heterogeneity generated by woody species in the Central Monte Desert. *Plant Ecology*, 205, 295–303. doi: 10.1007/s11258-009-9618-z
- Anvidia, E., Fernández, M., Vázquez-Piqué, J., González-Pérez, A., & Tapias, R. (2009). Nutrient return from leaves and litterfall in a Mediterranean cork oak (*Quercus suber* L.) forest in southwestern Spain. *European Journal of Forest Research*, 129, 5–12. doi: 10.1007/s10342-009-0308-0
- Association of Official Analytical Chemists (AOAC). (1990). *Official Methods of Analysis* (15th ed.). Washington, D. C., USA: Autor.
- Boerner, R. E. J. (1986). Seasonal nutrient dynamics, nutrient resorption and mycorrhizal infection intensity of two perennial forest herbs. *American Journal of Botany*, 73, 1249–1257.
- Brown, M. B., & Forsythe, A. B. (1974). Robust tests for the equality of variances. *Journal of the American Statistical Association*, 69, 364–367. doi:10.1080/01621459.1974.10482955
- Caritat, A., García B. E., Lapeña, R., & Vilar, L. (2006). Litter production in a *Quercus suber* forest of Montseny (NE Spain) and its relationship to meteorological conditions. *Annals Forest Sciences*, 63, 791–800. doi: 10.1051/forest:2006061.
- Cherney, D. J. R. (2000). Characterization of forages by chemical analysis. In Givens D. I., Owen, E., Axford, R. F. E., Omed, H. M. (Eds.), *Forage evaluation in ruminant nutrition* (pp. 281–300). Wallingford, UK: CAB International.
- Del Arco, J. M., Escudero, A., & Garrido, M. V. (1991). Effects of site characteristics on nitrogen retranslocation from senescent leaves. *Ecology*, 72, 701–708.
- Del Valle-Arango, J. I. (2003). Cantidad, calidad y nutrimentos reciclados por la hojarasca fina de bosques pantanosos del pacífico sur Colombiano. *Interciencia*, 28, 443–449. doi: 10.1016/S0961-9534(02)00087-9.
- Domínguez, G. T. G. (2009). *Deposición de hojarasca y retorno potencial de nutrimentos en diferentes comunidades de vegetación*. Tesis de Maestría, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León, Linares, Nuevo León, México.
- Estrada-Castillón, E., Scott-Morales, L., Villarreal-Quintanilla, J. A., Jurado-Ybarra, E., Cotera-Correa, M., Cantú-Ayala, C., & García-Pérez, J. (2010). Clasificación de los pastizales halófitos del noreste de México asociados con perrito de las praderas (*Cynomys mexicanus*): Diversidad y endemismo de especies. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 81, 401–416. Obtenido de http://www.ibiologia.unam.mx/barra/publicaciones/revista81_2/pdf/14-Estrada%20et-445.pdf
- García, E. (1988). *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen*. México: Instituto de Geografía-UNAM.
- González-Rodríguez, H., Cantú-Silva, I., Ramírez-Lozano, R. G., Gómez-Meza, M. V., Domínguez-Gómez, T. G., Bravo-Garza, J., & Maiti, R. K. (2008). Spatial and seasonal litterfall deposition pattern in the Tamaulipan thornscrub, Northeastern Mexico. *International Journal of Agriculture Environment and Biotechnology*, 1, 177–181. Obtenido de <http://www.cabdirect.org/abstracts/20093188433.html;jsessionid=5B44A3FA99AAA21204E22818EBB84CF2>
- González-Rodríguez, H., Domínguez-Gómez, T. G., Cantú-Silva, I., Gómez-Meza, M. V., Ramírez-Lozano, R. G., Pando-Moreno, M., & Fernández, C. J. (2011). Litterfall deposition and leaf litter nutrient return in different locations at Northeastern Mexico. *Plant Ecology*, 212, 1747–1757. doi: 10.1007/s11258.011-9952-9.
- López, H. J. M., González, R. H., Ramírez, L. R. G., Cantú, S. I., Gómez, M. M. V., Pando, M. M., & Estrada, C. A. E. (2013). Producción de hojarasca y retorno potencial de nutrientes en tres sitios del estado de Nuevo León, México. *Polibotánica*, 35, 41–64. Obtenido de <http://www.herbario.enb.ipn.mx/pb/esp/num35/tema3esp.html>
- Matteucci, S. D., Colma, A., & Pla, L. (1999). Biodiversidad vegetal en el árido falconiano (Venezuela). *Interciencia*, 24, 300–307. Obtenido de http://www.interciencia.org/v24_05/matte.pdf
- Nambiar, E. K. S., & Fife, D. N. (1987). Growth and nutrient retranslocation in needles of radiata pine in relation to nitrogen supply. *Annals of Botany*, 60, 147–156. Obtenido de <http://aob.oxfordjournals.org/content/60/2/147>
- Ott, L. (1993). *An introduction to statistical methods and data analysis* (2nd ed). Boston, Massachusetts, USA: Duxbury Press.
- Passera, C. B. (1983). Productividad primaria neta en el pie de monte árido de Mendoza. *Deserta*, 7, 156–171. Obtenido de http://www.cricyt.edu.ar/muldequina/indice/pdf/05/5_3.pdf
- Periódico Oficial del Gobierno del Estado de Nuevo León. (14 de enero de 2002). Tomo XXXIC. Núm. 7. Monterrey, Nuevo León, México.
- Pérez-Suárez, M., Arredondo-Moreno, J. T., Huber-Sannwald, E., & Vargas-Hernández, J. J. (2009). Production and quality of senesced and green litterfall in a pine-oak forest in central-northwest Mexico. *Forest Ecology and Management*, 258, 1307–1315. doi: 10.1016/j.foreco.2009.06.031

- Piatek, K. B., & Alen, H. L. (2000). Site preparation effects on foliar N and P use, retranslocation, and transfer to litter in 15-years old *Pinus taeda*. *Forest Ecology and Management*, 129, 143–152. doi: 10.1016/S0378-1127(99)00150-4
- Prause, J., Palma, R. M., & Adámoli, J. M. (1997). *Aporte de las principales especies forestales a la dinámica de la materia orgánica y de los nutrimentos en un monte nativo del parque chaqueño húmedo*. Tesis doctoral, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires, Argentina.
- Rengel, Z. (2001). Genotypic differences in micronutrient use efficiency in crops. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 32, 1163–1186. doi: 10.1081/CSS-100104107
- Rentería, L. Y., Jaramillo, V. J., Martínez-Yrizar, A., & Pérez-Jiménez, A. (2005). Nitrogen and phosphorus resorption in trees of a Mexican tropical dry forest. *Trees*, 19, 431–441. doi: 10.1007/s00468-004-0402-3
- Rodríguez, H. E. Y. S. (2010). *Producción de hojarasca y retorno potencial de nutrimentos, vía hojas en diferentes tipos de vegetación, Noreste de México*. Tesis, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León, Linares, Nuevo León, México.
- Safou-Matondo, R., Deleporte, P., Laclau, J. P., & Bouillet, J. P. (2005). Hybrid and clonal variability of nutrient content and nutrient use efficiency in *Eucalyptus* stands in Congo. *Forest Ecology and Management*, 210, 193–204. doi: 10.1016/j.foreco.2005.02.049
- Santa Regina, I. (2000). Biomass estimation and nutrient pools in four *Quercus pyrenaica* in Sierra de Gata Mountains, Salamanca, Spain. *Forest Ecology and Management*, 132, 127–141. doi:10.1016/S0378-1127(99)00219-4
- Santa Regina, I., & Tarazona, T. (2001a). Nutrient pools to the soil through organic matter and throughfall under a Scots pine plantation in the Sierra de la Demanda, Spain. *European Journal of Soil Biology*, 37, 125–133. doi: 10.1016/S1164-5563(01)01072-X
- Santa Regina, I. & Tarazona, T. (2001b). Organic matter and nitrogen dynamics in a mature forest of common beech in the Sierra de la Demanda, Spain. *Annals of Forest Sciences*, 58, 301–314. doi: 10.1051/forest:2001128
- Semwal, R. L., Maikhuri, R. K., Rao, K. S., Sen, K. K., & Saxena, K. G. (2003). Leaf litter decomposition and nutrient release patterns of six multipurpose tree species of central Himalaya, India. *Biomass and Bioenergy*, 24, 3–11. doi: 10.1016/S0961-9534(02)00087-9
- Statistical Package for the Social Sciences (SPSS). (2000). *Standard released version 13 for Windows*. Chicago, IL, USA: Autor.
- Steel, R. G. D., & Torrie, J. H. (1980) *Principles and procedures of statistics. A biometrical approach* (2nd ed.). New York, USA: McGraw-Hill Book Company.
- Swamy, S. L., Kushwaha, S. K., & Puri, S. (2004). Tree growth, biomass, allometry and nutrient distribution in *Gmelina arborea* stands grown in red lateritic soils of central India. *Biomass and Bioenergy*, 26, 305–317. doi:10.1016/j.biombioe.2003.08.007
- Vitousek, P. M. (1982). Nutrient cycling and nutrient use efficiency. *American Naturalist*, 119, 553–572. Obtenido de <http://ican.csme.utah.edu/wp-content/uploads/2012/02/Vitousek-1982.pdf>
- Wackerly, D. D., Mendenhall, W., & Scheaffer, R. L. (2002). *Estadística matemática con aplicaciones* (6ª ed). México: Editorial Thomson International.
- White, J. G., & Zasoski, R. J. (1999). Mapping soil micronutrients. *Field Crops Research*, 61, 11–26. doi: 10.1016/S0378-4290(98)00130-0