

Nutrimientos en follaje y depósito húmedo de nitrato, amonio y sulfato del lavado de copa en bosques de *Abies religiosa**

Nutrients in foliage and wet deposition of nitrate, ammonium and sulfate in washing tree top in *Abies religiosa* forests

Enrique R. Peña-Mendoza¹, Armando Gómez- Guerrero^{1§}, Mark E. Fenn², Patricia Hernández de la Rosa¹ y Dionicio Alvarado Rosales¹

¹Colegio de Postgraduados-Campus Montecillo. Carretera México- Texcoco, km 35.6. Montecillo Estado de México, C. P. 56230. (erpm620715@colpos.mx; pathr@colpos.mx; dionicio@colpos.mx). ²USDA Forest Service, Pacific Southwest Research Station, 4955 Canyon Crest Drive, Riverside CA, 92507. USA. (mfenn@fs.fed.us). [§]Autor para correspondencia: agomezg@colpos.mx.

Resumen

Se evaluaron los contenidos nutrimentales y el lavado de copa en los bosques de *Abies religiosa*, de San Miguel Tlaixpan (SMT), y Río Frio (RF), Estado de México. El trabajo tuvo dos partes. En la primera, se evaluó el contenido nutrimental en follaje nuevo (N, P, K, Ca y Mg) en árboles de *Abies religiosa*, en los periodos de primavera, verano e invierno, en rodales con diferente grado de daño de copa. Los resultados no mostraron correspondencia entre el grado de daño de copa y la variación del contenido de nutrimentos en follaje, excepto para N y Mg con mayores contenidos foliares con respecto al sitio testigo RF. Asimismo, no se encontraron deficiencias de los nutrimentos estudiados; sin embargo, la relación Mg/N se mantuvo estable en las fechas de muestreo en el sitio testigo RF, mientras que en SMT la relación decreció. En la segunda parte se llevó a cabo un análisis de las formas iónicas de nitrógeno y azufre del lavado de copa. Los resultados indican depósitos moderados en ambos sitios. Sin embargo, se encontraron diferencias significativas en el lavado de copa para $\text{NH}_4^+\text{-N}$ entre los dos bosques, con valores de 8.56 y 4.34 $\text{kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en SMT y RF. En el mismo orden, el flujo de $\text{NO}_3^-\text{-N}$ fue de 4.40 y 2.84 $\text{kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ pero las diferencias no fueron estadísticamente significativas. El depósito total de N varió

Abstract

The nutritional content and tree top in the forests are evaluated of *Abies religiosa*, San Miguel Tlaixpan (SMT) and Río Frio (RF), State of Mexico. The work had two parts. In the first, the nutritional content was evaluated in new foliage (N, P, K, Ca and Mg) in *Abies religiosa* trees, in periods of spring, summer and winter, in stands with different degrees of damage tree top. The results showed no correlation between the degree of damage of tree top and nutrient content variation in foliage, except for N and Mg with higher leaf content compared with the control RF site. Furthermore, no deficiencies of nutrients studied were found; however, the Mg / N was stable at the time of sampling in the control site RF, while the ratio decreased SMT. In the second part it was carried out an analysis of the ionic forms of nitrogen and sulfur wash tree top. The results indicate moderate deposits at both sites. However, significant differences in washing $\text{NH}_4^+\text{-N}$ tree top between the two forests were found, with values of 8.56 and 4.34 $\text{kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ in SMT and RF. In the same order, the flow of $\text{NO}_3^-\text{-N}$ was 4.40 and 2.84 $\text{kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ but the differences were not statistically significant. The total deposit of N varied was 12.96 and 7.18 for SMT and RF, respectively. To SO_4^{2-} - flows were 15.36 and 6.67 $\text{kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ in SMT and RF, in the same order.

* Recibido: diciembre de 2015
Aceptado: febrero de 2016

fue de 12.96 y 7.18 para SMT y RF, respectivamente. Para SO_4^{2-} -los flujos fueron de 15.36 y 6.67 kg ha⁻¹ año⁻¹ en SMT y RF, en el mismo orden.

Palabras clave: *Abies religiosa*, contaminación atmosférica, depósito atmosférico, nutrición forestal.

Introducción

En bosques con síntomas de daño por contaminación atmosférica, los cambios de nutrimentos en follaje en diferentes estaciones del año podrían ayudar a detectar alteraciones iniciales del estado nutrimental (López, 1993; Kurczynska, *et al.*, 1997; Alvarado-Rosales y Hernández-Tejeda, 2002). Cuando algunos contaminantes de la atmósfera se disuelven en el agua de lluvia pueden generar acidez atacando la cutícula de las hojas y acelerando el lavado de nutrimentos de la copa (López, 1993; Fenn *et al.*, 1999; Saavedra, 2001). El lavado de copa es un proceso importante que representa la transferencia de nutrimentos del dosel al suelo (Hamburg y Lin, 1998). Existen pocos estudios sobre la química del escurrimiento foliar en bosques de *Abies religiosa* (Fenn *et al.*, 1999; Saavedra *et al.*, 2003; Fenn *et al.*, 2006; Pérez-Suárez *et al.*, 2006), a pesar de que algunas áreas forestales cercanas a las ciudades, están mostrando efectos sobre el follaje como resultado de la contaminación atmosférica.

En México, ya se han reportado daños por contaminación atmosférica en bosques del parque Desierto de los Leones, localizado al sureste de la ciudad de México (Alvarado, 1989; Fenn *et al.*, 1999; Fenn *et al.*, 2002; Fenn *et al.*, 2006). Sin embargo, no se ha encontrado una relación directa entre los daños por contaminación del aire y las variaciones en contenido nutrimental. En bosques en declinación, es difícil separar los efectos de cada factor que estresan la vegetación ya que se trata de un problema complejo con efectos directos y sinérgicos que inician con la contaminación del aire (Alvarado, 1989; López, 1993; Saavedra, 2001).

Debido a que los bosques de oyamel localizados al noreste de la ciudad de México están mostrando síntomas de deterioro similares a los reportados para el Desierto de los Leones (pérdida y decoloración de follaje y muerte de ramillas), este trabajo se propuso dos objetivos: (1) investigar si las variaciones en el contenido nutrimental en follaje se explican por el grado de daño de copa en rodales de oyamel; y (2)

Keywords: *Abies religiosa*, air pollution, atmospheric deposition, forest nutrition.

Introduction

In forests with symptoms of damage by air pollution, changes in nutrient foliage in different seasons could help detect early changes of nutritional status (López, 1993; Kurczynska, *et al.*, 1997; Alvarado-Rosales and Hernández-Tejeda, 2002). When some air pollutants dissolved in rainwater can generate acid attacking the leaves cuticle and accelerating nutrient washing tree top (López, 1993; Fenn *et al.*, 1999; Saavedra, 2001). Washing tree top is an important process that represents the transfer of nutrients from the canopy to the ground (Hamburg and Lin, 1998). There are few studies on the chemistry of foliar runoff in forests *Abies religiosa* (Fenn *et al.*, 1999; Saavedra *et al.*, 2003; Fenn *et al.*, 2006; Pérez-Suárez *et al.*, 2006), although some nearby forest areas to the cities, are showing effects on the foliage as a result of air pollution.

In Mexico, already have reported damage from air pollution in forests of the park Desierto of the Leones, located southeast of Mexico City (Alvarado, 1989; Fenn *et al.*, 1999; Fenn *et al.*, 2002, Fenn *et al.*, 2006). However, it has not found a direct relationship between air pollution damage and changes in nutritional content. In forests in decline, it is difficult to separate the effects of each factor stressed vegetation as it is a complex problem with outcomes and Synergistic starting with air pollution (Alvarado, 1989; López, 1993; Saavedra, 2001).

Because fir forests located northeast of the city of Mexico are showing symptoms similar deterioration to those reported for the Desierto of the Leones (loss and discoloration of foliage and death of twigs), this work two objectives are proposed: (1) to investigate whether variations in foliage nutrient content are explained by the degree of damage in stands of fir tree top; and (2) estimate the amount of NO_3^- , NH_4^+ and SO_4^{2-} in the wash tree top two forests differing in proximity to Mexico City.

Materials and methods

Study zone

They were selected two forests of Oyamel state of Mexico, the first in San Miguel Tlaixpan (SMT), where they have stands with different degrees of damage tree

estimar la cantidad de NO_3^- , NH_4^+ y SO_4^{2-} en el lavado de copa de dos bosques que difieren en la cercanía a la Ciudad de México.

Materiales y métodos

Zona de estudio

Se seleccionaron dos bosques de oyamel del estado de México, el primero, en San Miguel Tlaixpan (SMT), donde se presentan rodales con diferente grado de daño de copa, y el segundo localizado en Río Frío (RF), un sitio testigo donde no se observaban síntomas de daño de copa (Figura 1).

Características de los sitios de San Miguel Tlaixpan (SMT)

Se encuentran a 45 km al noreste de la Ciudad de México y a 15 km de Texcoco, Estado de México, entre los 19° 18' 25'' y 19° 19' 35'' de latitud norte y entre los 98° 14' 16'' y 98° 19' 32'' longitud oeste. La altitud varía de 2 600 a 3 800 msnm. El clima que se presenta en el área es tipo C (w''2) (w) (b')_i (García, 1987), templado húmedo, con lluvias en verano, y con temperatura media anual de 13 °C. La precipitación anual es de 1 180 mm, de los cuales el 75% se concentra entre los meses de junio a septiembre (Rey, 1975). Los suelos son Andosol húmico, Andosol ócrico y Feozem háplico (FAO, 1988), son suelos profundos con textura predominante franco arenosa, moderadamente plásticos, muy ricos en nitrógeno total y materia orgánica, y porcentaje de saturación de bases menor al 50% (Marín *et al.*, 2002). El Cuadro 1 muestra las determinaciones de suelo que se realizaron para caracterizar los sitios bajo estudio.

top, and the second located in Río Frío (RF), control site where no damage symptoms tree top were observed (Figure 1).

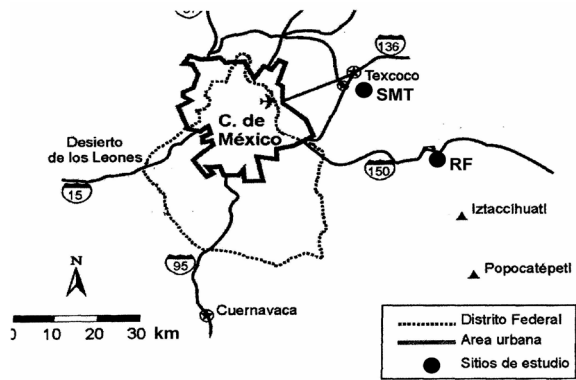


Figura 1. Ubicación de las áreas de estudio.
Figure 1. Location of the study areas.

Features San Miguel Tlaixpan sites (SMT)

They are 45 km northeast of Mexico City and 15 km from Texcoco, State of Mexico, between 19° 18' 25'' y 19° 19' 35'' and 19 ° 19' 35 " north latitude and between 98 ° 14 '16' 'and 98° 19 '32' 'west longitude. The altitude varies from 2 600 to 3 800 m. The weather that occurs in the area is type C (w''2) (w) (b')_i (García, 1987), tempered humid with summer rains and annual average temperature of 13 ° C. the annual rainfall is 1 180 mm, of which 75% is concentrated between the months of June to September (King, 1975). The soils are humic Andosol, ochric Andosol and háplico Feozem (FAO, 1988), are deep soils with frank predominant texture sandy, moderately plastic, very rich in total nitrogen and organic matter, and saturation percentage lower base 50% (Marin *et al.*, 2002). In the table 1 shows the soil determinations were performed to characterize the sites under study.

Cuadro 1. Características generales del suelo en San Miguel Tlaixpan y Río Frío, Estado de México.
Table 1. General characteristics of the soil in San Miguel Tlaixpan and Río Frío, State of Mexico.

Sitio	Capa (cm)	Arena (%)	Limo (%)	Arcilla (%)	pH	MO (%)	Nt (%)	Ca	K ----Cmol.kg ⁻¹ ----	Mg	P
ESMT	0-15	47 (3.06)	37 (3.6)	15 (3.40)	6.71 (0.10)	3.90 (0.92)	0.19 (0.05)	13.94 (1.55)	1.01 (0.24)	0.70 (0.19)	9.38 (3.21)
ERF	0-15	37 (1.80)	45 (1.18)	16 (0.68)	7.10 (0.56)	4.23 (1.86)	0.21 (0.09)	19.04 (3.42)	1.67 (1.22)	0.60 (0.07)	11.00 (6.78)
ESMT	15-30	48 (2.32)	35 (3.98)	16 (3.55)	6.76 (0.12)	0.95 (0.25)	0.06 (0.02)	11.49 (0.82)	1.01 (0.44)	0.61 (0.18)	13.60 (5.03)
ERF	15-30	39 (4.45)	44 (2.45)	15 (2.04)	6.73 (0.27)	1.18 (0.60)	0.06 (0.03)	19.67 (6.32)	0.63 (0.12)	0.50 (0.05)	5.80 (5.20)

ESMT= Ejido San Miguel Tlaixpan; ERF= Ejido Río Frío. Error estándar entre paréntesis.

Características de los sitios de Río Frío (RF)

Se encuentran aproximadamente a 70 km al este de la Ciudad de México, localizado entre los 19° 18' 19" y 19° 22' 16" latitud norte y 98° 37' 56" y 98° 44' 16" longitud oeste, con altitudes que van de los 2 900 msnm a los 3 430 msnm. El clima que se presenta en el área es tipo C (w''')(w)(b')_{ig} (García, 1987); templado subhúmedo, con lluvias en verano, y temperatura media del mes más frío inferior a 18 °C, pero superior a -3 °C. La precipitación anual es de 1 000 mm, 75% de la cual está concentrada entre los meses de junio a septiembre (Rodríguez-Suppo, 1996). De acuerdo con la clasificación FAO (1988) los suelos son Andosol húmico y Andosol ócrico.

Colecta de follaje

El muestreo de follaje se realizó en tres estaciones, primavera, otoño e invierno, con un lapso aproximado de cinco meses entre fechas de muestreo. En la localidad de SMT se identificaron áreas con diferente grado de daño de copa clasificados como Daño severo (DS) cuando el follaje muerto en la copa era más del 30%, daño intermedio (DI) con daño menor al 30%, y sano (S) cuando los árboles no mostraban síntomas de daño en su copa. En la localidad de RF, el bosque testigo, se eligieron rodales sanos. La razón de escoger solamente árboles sanos en RF es porque el arbolado de este sitio en general se mostraba sano al momento del estudio. El número de repeticiones por grado de daño de copa fue de tres y el número de árboles muestreados fue cuatro, excepto en la primera fecha donde se consideraron tres árboles. En cada fecha de muestreo se seleccionaron árboles distintos dentro del mismo rodal, muestreando en total 126.

Las muestras de follaje se colectaron a una altura aproximada de 20-25 m con equipo y personal en especial. Las muestras colectadas se lavaron con agua destilada y después se secaron en estufa a una temperatura de 65 °C durante 72 h. Posteriormente, se molieron y se realizaron las determinaciones de N, P, K, Ca y Mg. La evaluación de N, P, K, Ca, y Mg se realizó una digestión húmeda, con una mezcla de doble ácido compuesto por cuatro partes de H₂SO₄ y una parte de HClO₄ (Batey *et al.*, 1974). Para la determinación de N total se utilizó el procedimiento de microkjeldahl. El P se midió mediante el método del amarillo de molibdo-vanadato. El Ca y Mg se cuantificaron por absorción atómica con 1 mL de cloruro de Lantano (Jackson, 1976).

Features sites Rio Frio (RF)

They are located approximately 70 km east of Mexico City, located between 19° 18' 19" and 19 ° 22' 16 " North latitude and 98° 37' 56" and 98° 44' 16 " west longitude, with altitudes ranging from 2,900 meters to 3,430 meters. The weather that occurs in the area is type C (w''') (w) (b')_{ig} (García, 1987); temperate sub-humid with summer rains and average temperature of the month below 18 ° C colder, but higher than -3 ° C. The annual rainfall is 1 000 mm, 75% of which is concentrated between the months of June to September (Rodríguez-Suppo, 1996). According to FAO (1988) classification soils are humic Andosol and Andosol ochric.

Collection of foliage

Foliage sampling was conducted in three seasons, spring, autumn and winter, with an approximate five-month period between sampling dates. In the town of SMT areas with different degrees of damage tree top classified as severe damage (DS) were identified as the dead foliage in the tree top was more than 30%, intermediate damage (DI) with less damage than 30%, and healthy (S) when the trees showed no signs of damage in your tree top . The RF in the town, the witness forest, healthy stands were chosen. The reason for choosing only healthy trees in RF is because the trees of this site generally showed healthy at the time of the study. The number of repetitions per degree of damage of tree top was three and the number of sampled trees was four, except on the first date where three trees were considered. At each sampling date trees other within the same stand were selected, sampling a total of 126.

Foliage samples were collected at approximately 20-25 m height with equipment and personnel in particular. The collected samples were washed with distilled water and then dried in an oven at a temperature of 65 ° C for 72 h. Subsequently, ground and determinations of N, P, K, Ca and Mg were performed. Evaluation of N, P, K, Ca, and Mg a wet digestion with a mixture comprising double acid H₂SO₄ four parts and one part was performed HClO₄ (Batey *et al.*, 1974). The microkjeldahl procedure was used for the determination of total N. The P was measured by the method yellow molibdo-vanadate. Ca and Mg were measured by atomic absorption with 1 mL of lanthanum chloride (Jackson, 1976).

Medición de iones de N y S en el lavado de copa

Para la medición de iones se utilizaron colectores a base de resina de intercambio iónico validados por Fenn y Poth (2004). Se distribuyeron aleatoriamente seis colectores en cada localidad (SMT y RF). Para minimizar la variación en los datos, la posición de los colectores en el bosque fue consistentemente en el área media de escurrimiento foliar (Whelan, *et al.*, 1998). Los colectores se dejaron en campo de julio a enero, cubriendo la mayor cantidad de lluvia ocurrida en un año. Para la estimación del depósito en unidades $\text{kg ha}^{-1} \text{año}^{-1}$ se realizó el ajuste proporcional de precipitación de acuerdo al historial de precipitación de las estaciones meteorológicas de SMT y RF, que se pueden consultar en la base de datos de CONAGUA (Eric III, versión 2). La extracción de iones de la resina se hizo con KI 1 N, determinando nitratos y sulfatos por cromatografía líquida de iones y amonio con un analizador colorimétrico automatizado.

Análisis estadístico

Las determinaciones de nutrimentos de follaje se analizaron como muestras repetidas en el tiempo utilizando el procedimiento MIXED del paquete estadístico SAS (Littell *et al.*, 1996). Cada condición se consideró como un tratamiento. Previo al análisis se buscó la mejor estructura de covarianzas para los datos como lo sugiere Littell *et al.* (1996). El análisis estadístico de los iones en el agua de lluvia se realizó mediante una prueba de *t* de Student para diferenciar la información entre los dos tipos de bosques (Cody y Smith, 1997). La significancia mínima considerada para este estudio fue de al menos 5% (0.05).

Resultados

En general, la concentración de N, P, y Mg disminuyó en todas las condiciones del bosque durante el periodo de observación (Figura 2). Excepto por Ca y K, en general la concentración foliar de nutrientes decreció de la primavera al invierno. Sin embargo, en el bosque sano de RF la concentración de Mg no mostró cambios en el tiempo y mantuvo su valor de 0.15%. Este bosque de RF mostró contenidos de Mg equivalentes al 10% del contenido de Nitrógeno que de acuerdo con Binkley (1993) es un valor adecuado ya que las cantidades de Mg óptimas para las coníferas fluctúan de 4 a 9% el equivalente al contenido de N. Las concentraciones más altas de N se observaron en el bosque de RF.

Measurement of N and S ions in the wash tree top

For measurement of ion collectors were used based ion exchange resin and validated by Fenn Poth (2004). Six collectors were randomized in each locality (SMT and RF). To minimize variation in the data, the position of the collectors in the forest was consistently in the middle area of foliar runoff (Whelan *et al.*, 1998). The collectors were left in camp from July to January, covering the most rain occurred in a year. To estimate the deposit in unit's $\text{kg ha}^{-1} \text{yr}^{-1}$ proportional adjustment of precipitation according to the history of precipitation Weather Stations SMT and RF, which can query the database CONAGUA (Eric III, version 2). The extracting ions from the resin was done with KI 1 N, determining nitrates and sulfates liquid chromatography and ammonium ions with an automated colorimetric analyzer.

Statistic analysis

The foliage nutrient determinations were analyzed as repeated samples over time using the MIXED procedure of SAS statistical package (Littell *et al.*, 1996). Each condition was considered as a treatment. Before analyzing the best covariance structure for the data as he sought suggested by Littell *et al.* (1996). Statistical analysis of ions in rainwater was performed using a *t*-Student test information to differentiate between the two types of forests (Cody and Smith, 1997). The minimum significance considered for this study was at least 5% (0.05).

Results

In general, the concentration of N, P, and Mg decreased in all forest conditions during the observation period (Figure 2). Except for Ca and K, in general foliar nutrient concentration it decreased from spring to winter. However, in the healthy forest RF the concentration to Mg showed no change over time and maintained its value of 0.15%. This forest RF showed Mg content equivalent to 10% of the nitrogen content according to Binkley (1993) is a suitable value because the optimum amount for conifers Mg ranging from 4 to 9% equivalent to the content of N. The higher concentrations N were observed in the RF forest.

Unlike other nutrients concentrations of Ca and K and Ca/N ratio increased in the four forest conditions over time. The Mg/N ratio showed a tendency to decrease; however, unlike

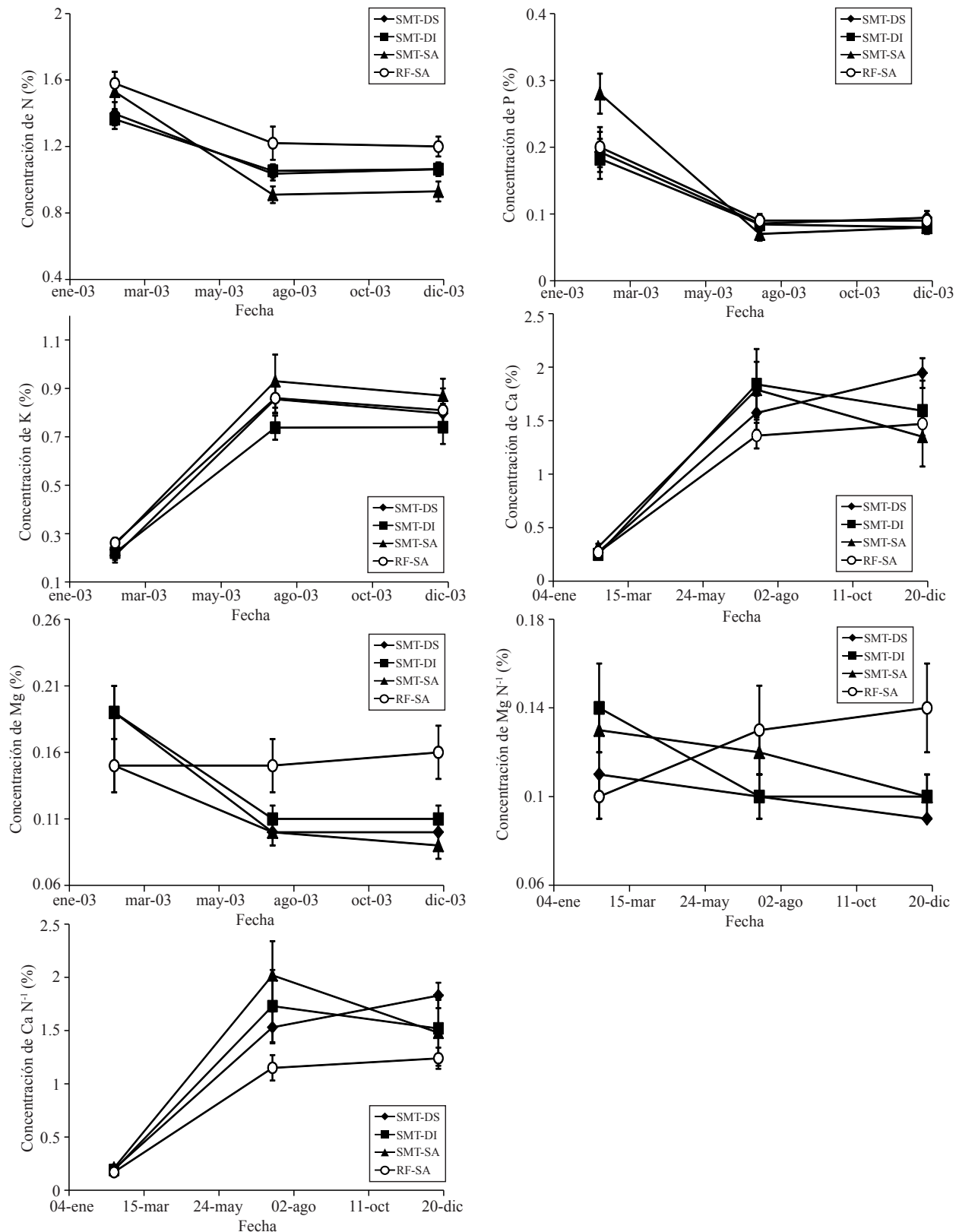


Figura 2. Concentración de N, P, Ca, K, Mg y la relación Mg/N y Ca/N en *Abies religiosa*. DS= daño severo; DI= daño intermedio; S-SMT= sano- San Miguel.

Figure 2. Concentration of N, P, K, Ca, Mg and Mg / Ca and N / N ratio *Abies religiosa*. DS = severe damage; DI = intermediate damage; S-SMT = sano San Miguel.

A diferencia de otros nutrientes las concentraciones de Ca y K y la relación Ca/N se incrementaron en las cuatro condiciones de bosque a través del tiempo. La relación Mg/N mostró una tendencia a disminuir; sin embargo, a diferencia de las otras condiciones, el bosque RF muestra mayor proporción Mg/N en la última fecha de muestreo, sugiriendo que hay más disponibilidad de Mg en este tipo de bosque.

En el Cuadro 2 se muestran los resultados del análisis estadístico. El efecto de la interacción condición del bosque por tiempo no fue significativo para N, K, Ca, y la relación Ca/N. Sin embargo, esta misma tendencia se observa para P y en este caso las diferencias si son significativas. Lo anterior, se explica por la tendencia similar (paralela) que mostraron estas variables a través del tiempo. La interacción condición por tiempo fue significativa para P, Mg, y la relación Mg/N, lo que indica diferencias en concentración entre las diferentes condiciones del bosque a través del tiempo. A diferencia de las otras condiciones, RF muestra mayores valores de la relación Mg/N en la última fecha de muestreo.

Cuadro 2. Resultados del análisis estadístico de las concentraciones foliares con respecto a su condición, el tiempo y su interacción.

Table 2. Results of statistical analysis of foliar concentrations with respect to their status, time and interaction.

Nutrimento	Concentraciones (%)		
	Condición	Efecto	Interacción
		Tiempo	
N	0.0017	<.0001	0.2682
P	0.2159	<.00001	0.0216
K	0.1726	<.0001	0.9265
Ca	0.6199	<.0001	0.3236
Mg	0.0102	<.0001	0.0079
CaN	0.1269	<.0001	0.3166
MgN	0.2270	0.2954	0.0665

Con respecto al depósito de NO₃-N no se encontraron diferencias significativas entre los sitios SMT y RF. Sin embargo, las diferencias para NH₄⁺-N y SO₄²⁻-S lo fueron, mostrando mayores cantidades en SMT (Figura 3).

Discusión

Las concentraciones de N, P y Mg encontradas en el periodo de primavera, son mayores a las reportadas por Alvarado (1989). Sin embargo, durante el verano y otoño,

other conditions, shows greater proportion RF forest Mg/N in the last sampling date, suggesting that there is more availability of Mg in this forest.

In the Table 2 shows the results of statistical analyzes. The effect of forest condition by time interaction was not significant for N, K, Ca, and Ca/N ratio. However, this same trend is observed for P and in this case if the differences are significant. This, by the similar trend (parallel) which showed these variables over time is explained. Time interaction was significant condition for P, Mg, and the Mg/N, indicating differences in concentration between the different forest conditions over time. Unlike other conditions, RF shows higher values of the ratio Mg / N in the last sampling date.

With respect to NO₃-N deposit no significant differences between the SMT and RF sites were found. However, NH₄⁺-N differences and SO₄²⁻-S were, showing greater amounts in SMT (Figure 3).

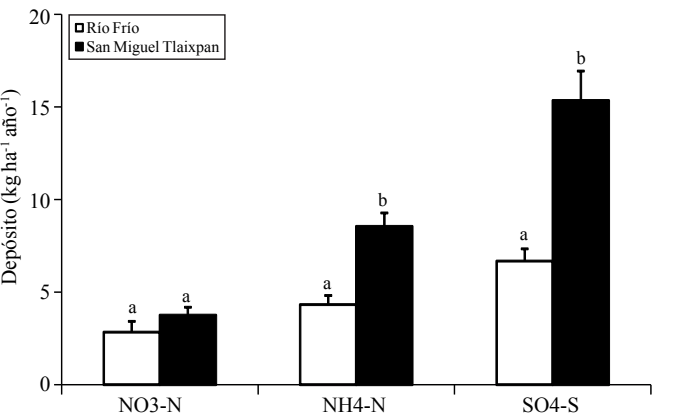


Figura 3. Flujos de N-NO₃⁻, N-NH₄⁺ y S-SO₄²⁻ del lavado de copa en dos bosques de oyamel de Río Frio y San Miguel Tlaixpan, Estado de México. Los datos anuales se estimaron a partir del periodo de muestreo julio a enero y realizando un ajuste proporcional con respecto a la precipitación anual histórica.

Figure 3. Flow N-NO₃⁻, N-NH₄⁺ and S-SO₄²⁻ tree top washing two fir forests of Río Frio and San Miguel Tlaixpan, State of México. Annual data are estimated from sampling period July to January and performing a proportional adjustment for the historical annual rainfall.

Discussion

The concentrations of N, P and Mg found in the spring season, they are higher than those reported by Alvarado (1989). However, during the summer and fall, they are

son comparables con las encontradas por este autor. En Zoquiapan (ZQ) y Desierto de los Leones (DL) las fluctuaciones reportadas por Alvarado (1989), fueron de 0.91-1.29%, 0.08-0.15%, y 0.08-0.09%, para N, P y Mg, respectivamente. En este trabajo las fluctuaciones para el periodo de otoño fueron de 0.09-1.2%, 0.07-0.8% y 0.1-0.17%, para N, P, y Mg respectivamente.

Los resultados muestran que el N, P, y Mg son elementos que disminuyen su concentración en el tejido vegetal a medida que avanza la estación de crecimiento y se mantiene relativamente estables en el verano y el otoño. Las concentraciones más altas de N y Mg se observaron en RF en verano e invierno. Los resultados del análisis nutrimental no separaron estadísticamente las condiciones de daño de copa empleadas en este estudio. Las concentraciones de K encontradas en el periodo de primavera en este estudio, son menores a las reportadas por Alvarado (1989), López (1993) y Saavedra (2001). Sin embargo, las encontradas para los periodos de verano y otoño, son mayores a las que indica Saavedra (2001). Para la región de ZQ y DL, López (1993) reporta un valor promedio de K de 0.79%; Saavedra (2001), reporta un valor promedio de 0.446% y Alvarado (1989) de 0.55-1.58%. En este estudio las fluctuaciones para el periodo de primavera a otoño fueron de 0.20-0.90%.

Los resultados indican que la concentración de nutrimentos depende de la época de colecta del follaje, por lo que las comparaciones de concentración de nutrimentos entre estudios similares son difíciles. Los resultados de K no variaron con el daño de copa y tampoco lograron separar estadísticamente las condiciones de bosque consideradas. Saavedra (2001), tampoco encontró diferencias significativas en la concentración de K entre árboles sanos y enfermos en la región del Desierto de los Leones (DL). De acuerdo a López *et al.* (1998), el K es uno de los elementos deficientes en bosque naturales de *Abies religiosa*; sin embargo, para las tres condiciones de bosque consideradas en este trabajo no presentan ninguna tendencia respecto a este elemento.

Con respecto al Ca, las concentraciones del periodo de primavera fueron menores a las reportadas por Alvarado (1989) para la región de ZQ y DL, donde la variación fue de 0.88-1.94%. En este trabajo las fluctuaciones para el periodo de otoño fueron de 0.20-1.9%. El intervalo de Ca es más amplio que el reportado por otros autores, posiblemente por considerar los periodos latentes y de crecimiento arbóreo. La tendencia en el incremento del Ca a través del tiempo es la esperada dado que el Ca es un componente estructural importante de la lamina media y pared celular (Binkley, 1993).

comparable with those found by this author. In Zoquiapan (ZQ) and Desierto of the Leones (DL) fluctuations reported by Alvarado (1989) were 0.91-1.29%, 0.08 to 0.15%, and 0.08 to 0.09% for N, P and Mg, respectively. Fluctuations in this work for the fall term were 0.09-1.2%, 0.07 to 0.8% and from 0.1 to 0.17% for N, P, and Mg respectively.

The results show that the N, P, and Mg are elements that reduce its concentration in plant tissue as the growing season progresses and remains relatively stable in the summer and fall. Higher concentrations of N and Mg were observed in RF in summer and winter. The results of nutritional analysis conditions not statistically separated damage tree top used in this study. The K concentrations found in the spring period in this study are lower than those reported by Alvarado (1989), Lopez (1993) and Saavedra (2001). However, those found for periods of summer and autumn, are greater than those indicating Saavedra (2001). For DL region ZQ and López (1993) reports an average K value of 0.79%; Saavedra (2001) reports an average value of 0.446% and Alvarado (1989) of 0.55-1.58%. In this study fluctuations for the period from spring to autumn were 0.20 to 0.90%.

The results indicate that the concentration of nutrients depends on the time of collection of the foliage, so that comparisons of nutrient concentration between similar studies are difficult. The K results did not vary with damage tree top and also failed to statistically separate forest conditions considered. Saavedra (2001), also found no significant differences in the concentration of K between healthy and diseased trees in the region of Desierto of the Leones (DL). According to Lopez *et al.* (1998), the K is one of the weakest elements in natural forest of *Abies religiosa*; however, for the three forest conditions considered in this study show no trend regarding this item.

With respect to Ca concentrations spring period were lower than those reported by Alvarado (1989) for the DL and ZQ region where the variation was 0.88-1.94%. Fluctuations in this work for the fall term were 0.20-1.9%. Ca interval is broader than reported by other authors, possibly by considering the latent and tree growth periods. The trend in the increase of Ca over time is expected since the Ca is an important structural component of the cell wall and middle lamella (Binkley, 1993).

In studies with *Pinus sylvestris* have found higher foliar concentrations of K, Ca, and Mg (Kurczynska *et al.*, 1997) in forests growing on contaminated atmospheres, compared

En estudios con *Pinus sylvestris* se han encontrado mayores concentraciones foliares de K, Ca, y Mg (Kurczynska *et al.*, 1997) en bosques que crecen bajo atmósferas contaminadas, comparados con bosques testigos. Whytemare *et al.* (1997) estudiando bosques de *Picea glauca* encontró que en las áreas bajo contaminación atmosférica fue mayor; sin embargo, las concentraciones foliares de Ca y Mg, fueron menores con respecto a los bosques testigo. Según Marschner (1990), cuando el K⁺ es deficiente, el crecimiento arbóreo se retarda por lo cual este nutriente es retranslocado de las hojas maduras y del fuste. Apesar de ello, si la deficiencia es severa y persistente estos órganos pueden tornarse cloróticos o necróticos. En torno a esto, es posible que las bajas concentraciones de K⁺ en el follaje de 2 años reflejen de forma parcial o total algún tipo de estrés. Los Valores de la relación Mg/N y Ca/N obtenidos son mayores a los reportados por Whytemare *et al.* (1997), quienes encontraron que cerca de áreas contaminadas la relación Mg/N era de 0.02 a 0.04% para *Picea glauca*; mientras que la relación Ca/N en áreas bajo contaminación era de 0.01 a 0.02%. En este estudio los valores mínimos de la relación Mg/N y Ca/N fueron de 0.2% en ambos casos. Este resultado sugiere que no se reflejan desbalances nutricionales importantes entre los diferentes grados de daño de copa.

El depósito de N-NO₃⁻ encontrado en este trabajo oscilaron de 2.84 a 4.40 kg ha⁻¹ año⁻¹ para RF y SMT, respectivamente. De la misma forma, las variaciones de N-NH₄⁺ fueron de 4.34 a 8.56 kg ha⁻¹. Estos resultados se interpretan como depósitos moderados, considerando el trabajo de Fenn y Poth (2004), quienes encontraron que en un bosque de *Pinus ponderosa* con baja contaminación, las cantidades depositadas fueron de 9.1 y 7.9 kg ha⁻¹ para N-NO₃⁻ y N-NH₄⁺. Sin embargo, para el caso de N-NH₄⁺ las diferencias fueron estadísticamente significativas entre sitios, indicando mayor lavado de N de la copa en forma de amonio en SMT. El depósito total de N en SMT, que es el sitio problema, fue de 12.96 kg ha⁻¹ año⁻¹, que también se describe como una carga moderada al compararse con los trabajo de Fenn *et al.* (1999) y Fenn *et al.* (2002), quienes reportaron una cantidad total de N del lavado de copa de 18.5 kg ha⁻¹ para el bosque DL que está contiguo a la Ciudad de México.

No obstante, la cantidad total de N encontrada en SMT, es mayor con la cantidad reportada para un bosque de *Pinus hartwegii*, utilizado como testigo donde la depositación total de N por lavado de copa fue de 5.5 kg ha⁻¹. La cantidad total de N para RF fue de 7.18 kg ha⁻¹ año⁻¹, que es mayor al reportado

with witnesses forests. Whytemare *et al.* (1997) studied *Picea glauca* forests found in areas under air pollution was higher; however, foliar Ca and Mg concentrations were lower compared to the control forests. According to Marschner (1990), when K⁺ is poor tree growth slows by which this nutrient is retranslocated of mature leaves and stem. However, if the deficiency is severe and persistent these organs may become chlorotic or necrotic. Around this, it is possible that low concentrations of K⁺ in the foliage of two years reflect part or all of any kind of stress. Values of the Mg/N and Ca/N obtained are higher than those reported by Whytemare *et al.* (1997), who found that contaminated areas near the Mg/N was 0.02 to 0.04% for *Picea glauca*; while the Ca/N ratio in low pollution areas was 0.01 to 0.02%. In this study the minimum values of the Mg/N y Ca/N were 0.2% in both cases. This result suggests that no significant nutritional imbalances are reflected among the different degrees of damage tree top.

The N-NO₃⁻ deposit found in this work ranged from 2.84 to 4.40 kg ha⁻¹ yr⁻¹ for RF and SMT, respectively. Likewise, variations of N-NH₄⁺ were 4.34 to 8.56 kg ha⁻¹. These results are interpreted as moderate deposits, considering the work of Fenn and Poth (2004), who found that in a forest of *Pinus ponderosa* low pollution, the amounts deposited were 9.1 and 7.9 kg ha⁻¹ for N-NO₃⁻ and N-NH₄⁺. However, for the case of N-NH₄⁺ differences it was statistically significant between sites, indicating greater washing tree top N as ammonium in SMT. The total deposit of N in SMT, which is the site problem was 12.96 kg ha⁻¹ yr⁻¹, which is also described as a moderate load when compared to the work of Fenn *et al.* (1999) and Fenn *et al.* (2002), who reported a total amount of N laundering tree top of 18.5 kg ha⁻¹ for the DL forest is adjacent to Mexico City.

However, the total amount of N found in SMT, is greater with the amount reported for a forest of *Pinus Hartwegii*, used as a control where the total N deposition washing tree top was 5.5 kg ha⁻¹. The total amount of N for RF was 7.18 kg ha⁻¹ yr⁻¹, which is higher than reported for the control of forest Fenn *et al.* (1999) and located in the experimental field Zoquiapan, Mexico. Importantly, in the case of measuring ZQ tree top washing it was by conventional methods, while this study were based collectors with ion exchange resin. The annual load of N found in SMT is comparable with showing some conifers forests adjacent to the city of Mexico (Perez *et al.*, 2008; Silva *et al.*, 2015.). It is also important to mention that this work is not considered stemflow, so the deposit of ions studied could be higher.

para el bosque control de Fenn *et al.* (1999) y que se ubica en el Campo Experimental de Zoquiapan, México. Es importante resaltar que en el caso de ZQ la medición del lavado de copa fue por métodos convencionales, mientras que los de este estudio fueron con colectores a base de resina de intercambio iónico. La carga anual de N encontrada en SMT es comparable con la que muestran algunos bosques de coníferas contiguos a la ciudad de México (Pérez *et al.*, 2008; Silva *et al.*, 2015). También es importante mencionar que en este trabajo no se considera el escurrimiento por el tronco, por lo que el depósito de los iones estudiados podría ser mayor.

Butler y Likens (1995) encontraron que las cantidades de lavado de copa del N total, incluyendo el escurrimiento por tronco, fue de $12.4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en un bosque deciduo compuesto por *Quercus rubra*, *Quercus alba*, *Fagus grandifolia* y *Acer saccharum*. Los autores consideraron nitrógeno total inorgánico ($\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$) y orgánico. Por lo anterior, los resultados de este estudio son relativamente moderados ya que la suma total de $\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$ fue de 12.96 kg ha^{-1} en SMT, que es el sitio con mayor depositación. Los resultados encontrados en este estudio son comparables con los del estudio de Arthur y Fahey (1993) quienes al considerar sólo la estación de lluvia líquida midieron $6.0 \text{ kg N Ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en un bosque de *Picea engelmannii* y *Abies laciocarpa* en el estado de Colorado en Estados Unidos. Se infiere que al considerar la estación con nieve, los resultados para el estudio de Arthur y Fahey (1993) son mayores y por lo tanto se reafirma el grado bajo relativo de los ingresos de N en los bosques estudiados.

Comparado con otros estudios los resultados de este trabajo son bajos; por ejemplo Lin *et al.* (2000), encontraron en un bosque subtropical flujos del lavado de copa equivalentes a 16, 17 y $80 \text{ Kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ para NH_4^+ , NO_3^- , y SO_4^{2-} , respectivamente. Para bosques europeos (Holanda) la depositación en bosques con moderada contaminación es de 17, 34 y $59 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ para NH_4^+ , NO_3^- , y SO_4^{2-} , respectivamente. Existen bosques deciduos donde la depositación es muy moderada; por ejemplo, para la estación de crecimiento de algunos bosques deciduos en el condado de Douglas en Kansas, USA, la depositación reportada es menor a la encontrada en este trabajo con valores de 0.27, 1.0 y 2.9 para NH_4^+ , NO_3^- , y SO_4^{2-} , respectivamente. Aunque estos valores corresponden sólo a la época de crecimiento, la mayor precipitación ocurre en este período, por lo que se esperaría que los valores anuales no rebasen a los reportados en este estudio.

Butler and Likens (1995) found that the amounts of wash tree top total N, including runoff per trunk was $12.4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ in a deciduous forest composed of *Quercus rubra*, *Quercus alba*, *Fagus grandifolia* and *Acer saccharum*. The authors considered organic inorganic total nitrogen ($\text{NO}_2^+ \text{NH}_4^+$) and. Therefore, the results of this study are relatively moderate since the total sum of $\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$ was 12.96 kg ha^{-1} in SMT, which is the site with the highest deposition. The results found in this study are comparable to those in the study of Arthur and Fahey (1993) who when considering only station liquid rain measured $6.0 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ in a forest of *Picea engelmannii* and *Abies laciocarpa* in the state Colorado in the United States. It is inferred that in considering the season with snow, results for the study of Arthur and Fahey (1993) are higher and therefore the degree reaffirms low relative income of N in the forests studied.

Compared with other studies the results of this work are low; for example Lin *et al.* (2000) they found in a subtropical forest streams washing tree top equivalent to 16, 17 and $80 \text{ kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ for NH_4^+ , NO_3^- , SO_4^{2-} and respectively. For European forests (Netherlands) deposition in forests with moderate pollution is 17, 34 and $59 \text{ kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ for NH_4^+ , NO_3^- , SO_4^{2-} and respectively. There deciduous forests where the deposition is very moderate; for example, the growing season for some deciduous forests in Douglas County, Kansas, USA, reported deposition is lower than that found in this work with values of 0.27, 1.0 and 2.9 for NH_4^+ , NO_3^- , SO_4^{2-} and respectively. Although these values correspond only to the growing season, most rainfall occurs during this period, so it would be expected that the annual values do not exceed those reported in this study.

The deposition of inorganic N is influenced by the proximity to anthropogenic sources, Fenn *et al.* (2004) reported similar depositions of $0.7 \text{ kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ of N as nitrate and ammonium for forests of northern California, while forests of San Bernardino near the city of Los Angeles has depositions of 53 and 45 kg N in the form of ammonium and nitrate respectively.

The deposit SO_4^{2-} is also relatively high considering the measurements reported by Fenn *et al.* (2002) who found a deposit of 8.8 kg ha^{-1} in a forest of *Pinus hartwegii* used as control. The same authors report SO_4^{2-} deposits in problem sites as the site DL up to 20.4 kg ha^{-1} . Butler and Likens (1994) found that the amounts of wash tree top, including runoff per trunk was 14.9 kg^{-1} S has a deciduous forest of Ithaca, NY. However, it should be noted that the

La depositación de N inorgánico es influenciada por la cercanía a fuentes antropogénicas, Fenn *et al.* (2004) reportaron depositaciones similares de $0.7 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ de N en forma de nitrato y amonio para bosques del norte de California, mientras que los bosques de San Bernardino cercanos a la ciudad de los Ángeles tiene depositaciones de 53 y 45 kg N en forma de nitrato y amonio, respectivamente.

El depósito de SO_4^{2-} también es relativamente alto considerando las mediciones reportadas por Fenn *et al.* (2002) quien encontró un depósito de 8.8 kg ha^{-1} en un bosque de *Pinus hartwegii* utilizado como control. Los mismos autores reportan depósitos de SO_4^{2-} en sitios problema como el sitio DL de hasta 20.4 kg ha^{-1} . Butler y Likens (1994) encontraron que las cantidades de lavado de copa, incluyendo el escurrimiento por tronco, fue de $14.9 \text{ kg S ha}^{-1}$ en un bosque deciduo de Ithaca, NY. Sin embargo, se debe resaltar que la principal diferencia en la precipitación se debió a los sulfatos, donde la significancia fue mayor a 0.01. A pesar de que las cantidades de iones son bajas con respecto a otros estudios, se encontró una diferencia clara entre las dos localidades forestales.

Aunque la composición química del lavado de copa está afectada por las especies vegetales y la cercanía a fuentes antropogénicas, algunos autores han sugerido que la carga crítica de SO_4^{2-} es de $25 \text{ mmol m}^{-2} \text{ año}^{-1}$. La carga encontrada en el sitio de SMT, el de mayor depositación, corresponde a $15.5 \text{ mmol m}^{-2} \text{ año}^{-1}$. Haciendo estimaciones para localidades como el DL (Fenn *et al.*, 1999), la carga de sulfatos es de $21 \text{ mmol m}^{-2} \text{ año}^{-1}$, un valor muy próximo a la carga crítica. Estos datos indican que el sitio SMT no es tan prístino como se pensaba.

La proporción $\text{SO}_4^{2-}/\text{NO}_3^-$ es una característica química importante de la solución de lavado de la copa, Neary y Gyzin (1994) midieron proporciones de 2.5 kg ha^{-1} en un bosque compuesto por *Pinus strobus*, *Tsuga canadensis*, *Acer rubrum*, *Quercus rubra* y *Betula papyrifera*, en Ontario Canadá. En este estudio se encontró una proporción de 2.3 y 4.1 kg ha^{-1} para las localidades de RF y SMT, respectivamente. Sin embargo, esta relación es muy variable para cada tipo de bosque y localidad, por ejemplo en el trabajo de Whelan *et al.* (1998) este índice llega hasta 30. Los resultados de este estudio indican una dominancia de SO_4^{2-} que es un ión que puede conducir a la acidez de la lluvia y de la solución del suelo.

main difference in precipitation due to sulphates, where significance was greater than 0.01. Although the amounts of ions are low compared to other studies, a clear difference between the two forest sites found.

Although the chemical composition of tree top washing is affected by plant species and proximity to anthropogenic sources, some authors have suggested that the critical load of SO_4^{2-} is $25 \text{ mmol m}^{-2} \text{ year}^{-1}$. The load encountered at the site of SMT, the highest deposition, corresponds to $15.5 \text{ mmol m}^{-2} \text{ year}^{-1}$. Making estimates for locations such as DL (Fenn *et al.*, 1999), the burden of sulphates is $21 \text{ mmol m}^{-2} \text{ year}^{-1}$, a value close to the critical load. These data indicate that the SMT site is not as pristine as it was thought.

The proportion $\text{SO}_4^{2-}/\text{NO}_3^-$ is an important chemical characteristic of the washing solution of the tree top, Neary and Gyzin (1994) measured proportions of 2.5 kg ha^{-1} in a forest consisting of *Pinus strobus*, *Tsuga canadensis*, *Acer rubrum*, *Quercus rubra* and *Betula papyrifera*, Ontario Canada. In this study a ratio of 2.3 was found and 4.1 kg ha^{-1} for locations SMT and RF, respectively. However, this relationship is very variable for each forest type and location, for example in the work of Whelan *et al.* (1998) this index reaches 30. The results of this study indicate dominance SO_4^{2-} is an ion that can lead to acid rain and soil solution.

However, this effect was seen in the results of soil analysis, probably because the soil buffering capacity is large enough to resist pH changes (Fenn *et al.*, 2006b). Another reason is that the acidity of rain at critical sites of the Valley of Mexico have not reached acidic values (pH less than 5.0) (Saavedra *et al.*, 2003). A potential indicator of acidity is the mass corresponding to NH_4^+ , NO_3^- , SO_4^{2-} and (Erisman *et al.*, 2001). Using the potential acidity, met values of 536 and $266 \text{ mol ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$, which are comparatively low values with European forests (Netherlands) where the potential acidity ranges from 2800 up to $5\,000 \text{ mol ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ (Erisman *et al.*, 2001).

Conclusions

The separation of the three conditions of tree top damage according to their nutritional content was unclear leaf except for the witness RF forest. The witness RF site, used as a control in this study showed better levels of N and Mg

No obstante, este efecto se observó en los resultados de análisis de suelo, probablemente porque la capacidad de amortiguamiento del suelo es suficientemente amplia para resistir cambios de pH (Fenn *et al.*, 2006b). Otra razón, es que la acidez de la lluvia en sitios críticos del Valle de México no han alcanzado valores ácidos (pH menores de 5.0) (Saavedra *et al.*, 2003). Un indicador potencial de la acidez es la masa correspondiente al NH_4^+ , NO_3^- , y SO_4^{2-} (Erisman *et al.*, 2001). Utilizando el potencial de acidez, se encontraron valores de 536 y 266 mol ha⁻¹ año⁻¹, que son valores comparativamente bajos con bosques europeos (Holanda) donde el potencial de acidez oscila de 2800 hasta 5 000 mol ha⁻¹ año⁻¹ (Erisman *et al.*, 2001).

Conclusiones

La separación de las tres condiciones de daño de copa de acuerdo a sus contenidos nutrimentales foliares no fue clara excepto para el bosque testigo de RF. El sitio testigo de RF, utilizado como control en este estudio mostró mejores concentraciones de N y Mg foliar principalmente en el periodo de verano e invierno. Se encontró que el lavado de copa de los iones NH_4^+ y SO_4^{2-} fue mayor en San Miguel Tlaixpan en comparación con Río Frío. Sin embargo, los dos sitios muestras indicios de niveles críticos de depósito de N, lo que puede estar relacionado con la calidad de copa en estos lugares.

Literatura citada

- Alvarado, R. D. 1989. Declinación y muerte del bosque de oyamel (*Abies religiosa*) en el sur del Valle de México. Tesis de Maestría, Colegio de Postgraduados en Ciencias Agrícolas. Texcoco, Estado de México. 50 p.
- Alvarado-Rosales, D. and Hernández-Tejeda, T. 2002. Decline of sacred fir in the Desierto de los Leones National Park. *In*: Fenn, M. E.; de Bauer, L. I. and Hernández-Tejeda, T. (Eds.). Urban Air Pollution and forests. Resources at Risk in the México City air basin. Springer-Verlag. USA. 243-260 pp.
- Alvarado-Rosales, D.; de Bauer, L. I. y Galindo-Alonso, J. 1991. Declinación y muerte del bosque de Oyamel (*Abies religiosa*) en el sur del Valle de México. *Agrociencia*. 1:123-143.
- Arthur, M. A. y Fahey, T. J. 1993. Throughfall chemistry in an Engelmann spruce -subalpine fir forest in north central Colorado. *Can. J. For. Res.* 23: 738-742.
- Batey, T. M.; Chessner, S. and Willett, I. R. 1974. Sulphuric perchloric acid digestion of plant material for nitrogen determination. *Anal. Chem. Acta* 69:484-487.
- Binkley, D. 1993. Nutrición forestal. Prácticas de manejo. UTEHA. México. 518 p.
- Bray, R. J. and Kurtz, L. T. 1945. Determination of total, inorganic and available forms of phosphorus in soil. *Soil Sci.* 59:39-45.
- Butler, J. T. and Likens, G. E. 1995. A direct comparison of throughfall plus stemflow to estimates of dry and total deposition for sulfur and nitrogen. *Atmos. Environ.* 29:1253-1265.
- Cody, P. R. and Smith, K. J. 1997. Applied statistics and the SAS programming language. Fourth Edition. Printice Hall, New Jersey, USA. 445 p.
- Chapman, H. D. 1965. Cation exchange capacity. *In*: Black, C. A. (Ed.). Methods of soils analysis part 2, Agronomy 9. Am. Soc. Agron. Madison, Wisconsin. 770 p.
- Day, P. A. 1965. Particle fractionation and particle-size analysis. *In*: C. A. Black (Ed.). Methods of soils analysis part 2. Agronomy 9. American Society of Agronomy. Madison, Wisconsin. 770 p.
- Erisman, W. J.; Mols J. J.; Fonteijn P. B. and Bakker, F. P. 2001. Throughfall monitoring at 4 sites in the Netherlands between 1995 and 2000. Report ECN-C--01-041. 23 p.
- Fenn, M. E.; de Bauer, L. I.; Quevedo-Nolasco, A. and Rodríguez-Frausto, C. 1999. Nitrogen and sulfur deposition and forest nutrient status in the Valley of México. *Water, Air Soil Pollut.* 113:155-174.
- Fenn, M. E.; de Bauer, L. I.; Zeller, K.; Quevedo, A.; Rodríguez, C. and Hernández-Tejeda, T. 2002. Nitrogen and Sulfur deposition in the México City air basin: impacts on forests nutrient status and nitrate levels in drainage waters. *In*: Fenn, M. E.; de Bauer, L. I. and Hernández-Tejeda, T. (Eds.). Urban air pollution and forests. Resources at risk in the México City air basin. Springer-Verlag. USA. 298-319 pp.
- Fenn, M. E.; Perea-Estrada, V. M.; de Bauer, L. I.; Pérez-Suárez, M.; Parker, D. R. and Cetina-Alcalá, V. M. 2006a. Nutrient status and plant growth effects of forest soils in the Basin of México. *Environ. pollut.* 140:187-199.
- Fenn, M. E.; Huntington, T. G.; McLaughlin, S. B.; Eagar, C.; Gómez, A. and Cook, R. B. 2006b. Status of soil acidification in North America. *J. For.* 52:3-13.
- Fenn, M. E. and Poth, M. A. 2004. Monitoring nitrogen deposition in throughfall using ion exchange resin columns: a field test in the San Bernardino mountains. *J. Environ. Qual.* 33:2007-2014.
- FitzPatrick, E. A. 1987. Suelos: su formación, clasificación y distribución. 3ª. (Ed.). CECSA. México, D. F. 430 p.
- Organization of the United Nations Food and Agriculture Organization (FAO). 1988. The soil map of the world. FAO-UNESCO. World Resources Report, 60. 138p.
- García, E. 1987. Modificación al sistema climático de Köeppen. 4ª. Edición. Instituto de Geografía. Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM). 217 p.

End of the English version



- Hamburg, P. S. and Lin, T. C. 1998. Throughfall chemistry of an ecotonal forest on the edge of the great plains. *Can. J. For. Res.* 28:1456-1463.
- Jackson, M. L. 1976. Análisis químico de suelos. Trad. al español: Beltrán, J. M. (Ed.). Omega. Barcelona, España. 498 p.
- Kurczynska, E. U.; Dmuchowski, W.; Wloch, W. and Bytnerowicz, A. 1997. The influence of air pollutants. On Needleless and stems of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) trees. *Environ. pollut.* 98:325-334.
- Lin, T. C.; Hamburg, S. P.; King, H. and Hsia, B. 2000. Throughfall patterns in a subtropical rain forest of Northeastern Taiwan. *J. Environ. Qual.* 29:1186-1193.
- Littell, R. C.; Milliken, G. A.; Walter, W. S. and Russell, D. W. 1996. SAS System for mixed models. Cary, N. C. SAS Institute Inc. 633 p.
- López, L. M. A. 1993. Evaluación del estado nutricional de *Abies religiosa* en el Desierto de los Leones, D. F. Tesis de Maestría, Colegio de Postgraduados en Ciencias Agrícolas, Texcoco Estado de México. 60 p.
- López, L. M. A.; Velázquez, M. J.; Velázquez, M. A.; González, R. V. y Cetina, A. V. M. 1998. Estado nutricional de *Abies religiosa* en un área con problemas de contaminación ambiental. *Agrociencia.* 32:53-59.
- López, L. M. A. 1997. Efectos del ambiente aéreo y del suelo sobre el desarrollo de síntomas de declinación de Oyamel. *Terra.* 15:287-293.
- Marín, L. E.; Escolero-Fuentes, O. and Trinidad-Santos, A. 2002. Physical geography, hydrology, and forest soils of the basin of México. In: Fenn, M. E.; de Bauer L. I. and T. Hernández-Tejeda, (Eds.). Urban air pollution and forests. Resources at risk in the México City air basin. Springer-Verlag. USA. 44-67 p.
- Marschner, H. 1990. Mineral nutrition of higher plants. USA. Academic Press. 674 p.
- Neary, A. J. and Gizyn, W. I. 1994. Throughfall and stemflow chemistry under deciduous and coniferous forest canopies in south-central Ontario. *Can. J. For. Res.* 24:1089-1100.
- Pérez-Suárez, M.; Cetina-Alcalá, V. M.; Aldrete, A.; Fenn M. E. y Landois-Palencia, L. L. 2006. Química de la precipitación pluvial en dos bosques de la cuenca de la Ciudad de México. *Agrociencia* 40:239-248.
- Pérez-Suárez, M.; Fenn, M. E.; Cetina-Alcalá, V. M. and Aldrete, A. 2008. The effects of canopy cover on throughfall and soil chemistry in two forest sites in the México City air basin. *Atmósfera.* 1:83-100.
- Rey, C. 1975. Estudio de suelos de la estación de enseñanza, investigación y servicios forestales de Zoquiapan. Información técnica de bosques. Universidad Autónoma Chapingo (UACH). 70 p.
- Rodríguez-Suppo, F. 1996. Fertilizantes: nutrición vegetal. AGT. México. 157 p.
- Silva, L. C.; Gómez-Guerrero, A.; Doane, T. A. and Horwath, W. R. 2015. Isotopic and nutritional evidence for species- and site-specific responses to N deposition and elevated CO₂ in temperate forests. *J. Geophys. Res.: Biogeosciences.* 120:1110-1123.
- Saavedra, R. L. d. L. 2001. Desórdenes nutricionales en rodales de *Abies religiosa* (HBK.) Schltdl. et Cham., del Desierto de los Leones, D. F. Tesis de Maestría, Colegio de Postgraduados en Ciencias Agrícolas. Texcoco, Estado de México. 94 p.
- Saavedra, R. L. de L.; Alvarado, R. D.; Vargas, H. J. y Hernández, T. T. 2003. Análisis de la Precipitación pluvial en bosques de *Abies religiosa* (HBK.) Schltdl. et Cham., en el sur de la Ciudad de México. *Agrociencia.* 37:57-64.
- Whelan, M. J.; Sanger, L. J.; Baker, M. and Anderson, J. M. 1998. Spatial patterns of throughfall and mineral ion deposition in a lowland Norway Spruce (*Picea Abies*) Plantation at the plot scale. *Atmos. Environ.* 32:3493-3501.
- Whytemare, B. A.; Edmonds, L. R.; Aber, D. J. and Lejtha, K. 1997. Influence of excess nitrogen deposition on a white spruce (*Picea glauca*) stand in southern Alaska. *Biogeochemistry.* 38:173-187.