



COLEGIO DE POSTGRADUADOS

INSTITUCIÓN DE ENSEÑANZA E INVESTIGACIÓN EN CIENCIAS AGRÍCOLAS

CAMPUS MONTECILLO

POSTGRADO EN CIENCIAS FORESTALES

**DESCOMPOSICIÓN DE MANTILLO,
NUTRIMENTOS EN MASA FOLIAR Y
NITRÓGENO INORGÁNICO
ABSORBIBLE EN DOS ELEVACIONES
DEL CENTRO DE MÉXICO**

FABIOLA TORRES DUQUE

T E S I S

**PRESENTADA COMO REQUISITO PARCIAL
PARA OBTENER EL GRADO DE :**

MAESTRÍA EN CIENCIAS

MONTECILLO, TEXCOCO, ESTADO DE MÉXICO

2019

CARTA DE CONSENTIMIENTO DE USO DE LOS DERECHOS DE AUTOR Y DE LAS REGALIAS COMERCIALES DE PRODUCTOS DE INVESTIGACION

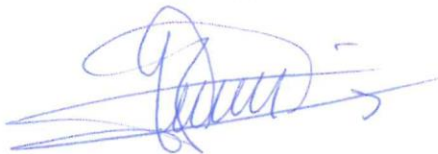
En adición al beneficio ético, moral y académico que he obtenido durante mis estudios en el Colegio de Postgraduados, el que suscribe Fabiola Torres Duque, Alumno (a) de esta Institución, estoy de acuerdo en ser partícipe de las regalías económicas y/o académicas, de procedencia nacional e internacional, que se deriven del trabajo de investigación que realicé en esta institución, bajo la dirección del Profesor Armando Gómez Guerrero, por lo que otorgo los derechos de autor de mi tesis Descomposición de mantillo, nutrimentos en masa foliar y nitrógeno inorgánico absorbible en dos elevaciones del centro de México

y de los productos de dicha investigación al Colegio de Postgraduados. Las patentes y secretos industriales que se puedan derivar serán registrados a nombre del colegio de Postgraduados y las regalías económicas que se deriven serán distribuidas entre la Institución, El Consejero o Director de Tesis y el que suscribe, de acuerdo a las negociaciones entre las tres partes, por ello me comprometo a no realizar ninguna acción que dañe el proceso de explotación comercial de dichos productos a favor de esta Institución.

Montecillo, Mpio. de Texcoco, Edo. de México, a 08 de Febrero de 2019



Firma del
Alumno (a)






Armando Gómez Guerrero
Vo. Bo. del Consejero o Director de Tesis

La presente tesis titulada: Descomposición de Mantillo, nutrimentos en masa foliar y nitrógeno inorgánico absorbible en dos elevaciones del Centro De México, realizada por la alumna: Fabiola Torres Duque, bajo la dirección del Consejo Particular indicado, ha sido aprobada por el mismo y aceptada como requisito parcial para obtener el grado de:

MAESTRA EN CIENCIAS FORESTALES

CONSEJO PARTICULAR

CONSEJERO	 _____
	Dr. Armando Gómez Guerrero
ASESORA	 _____
	Dra. Libia Iris Trejo Téllez
ASESOR	 _____
	Dr. Valentín José Reyes Hernández

Montecillo, Texcoco, Estado de México, junio de 2019

**DESCOMPOSICIÓN DE MANTILLO, NUTRIMENTOS EN MASA FOLIAR Y
NITRÓGENO INORGÁNICO ABSORBIBLE EN DOS ELEVACIONES DEL CENTRO
DE MÉXICO**

Fabiola Torres Duque, M. en C.
Colegio de Postgraduados, 2019

RESUMEN

La descomposición del mantillo es fundamental en el estudio del ciclo de nutrientes en terrenos forestales, ya que su liberación progresiva a partir del horizonte O garantiza la provisión de elementos esenciales para el crecimiento de la vegetación. Dada la variación climática reciente, se espera que los bosques alpinos de *Pinus hartwegii* Lindl. del centro de México, experimenten mayores tasas de descomposición y mineralización. Sin embargo, no se tienen líneas base sobre la dinámica de estos procesos, ni los factores que intervienen en los ecosistemas de alta montaña en México. El objetivo de este estudio fue evaluar la producción de masa foliar, la tasa de descomposición de mantillo, así como el movimiento de la masa de nutrientes en masa foliar y la cantidad de nitrógeno inorgánico absorbible en dos montañas del centro del centro de México.

La producción anual de masa foliar fue 13.2 y 7.5 Mg ha⁻¹ para Jocotitlán y Tláloc, respectivamente. En ambas localidades destacan los meses de julio y junio como los de mayor producción de hojarasca, mientras que la tasa de descomposición fue de -0.595 y -0.289 año⁻¹ para Jocotitlán y Tláloc, respectivamente. La tasa de descomposición corresponde a tiempos de residencia de mantillo de 1.7 y 3.4 años para Jocotitlán y Tláloc. Aunque ambas montañas muestran contenidos altos de nitrógeno total en el suelo superficial (0.4%), la montaña Jocotitlán mostró cantidades mayores de nitrógeno inorgánico absorbible que en la montaña Tláloc, asimismo los resultados sugieren una limitación de nutrientes como el P y Mg, mientras que las cantidades de K son suficientes.

Los resultados resaltan la importancia de hacer determinaciones de la dinámica de nutrientes a nivel de sitio, para proponer una línea base de investigación, así como estrategias de manejo acordes a cada localidad que coadyuven a la conservación en bosques de alta montaña en México.

Palabras clave: Descomposición, mantillo, *Pinus hartwegii*, altitud, exposición, nitrato, amonio.

LITTER DECOMPOSITION, FOLIAR MASS NUTRIENT AND ABSORBABLE INORGANIC NITROGEN IN TWO MOUNTAINS IN CENTRAL MEXICO

Fabiola Torres Duque, M. en C.
Colegio de Postgraduados, 2019

ABSTRACT

Litter decomposition is fundamental in the study of the nutrient cycle in forest lands, as its progressive release from the O horizon guarantees the provision of essential nutrients for vegetation growth. Given the recent climatic variation, it is expected that the alpine forests of *Pinus hartwegii* Lindl. from central Mexico, experience higher rates of decomposition and soil nitrogen mineralization. However, there are no baselines on the dynamics of these processes and the factors involved in high mountain ecosystems in Mexico. The objective of this study was to evaluate the production of foliar mass, the rate of decomposition of litter, as well as the movement of the mass of nutrients in foliar mass and the amount of inorganic nitrogen absorbable in two mountains of central Mexico.

The annual production of leaf mass was 13.2 and 7.5 Mg ha⁻¹ for the Jocotitlán and Tlalóc mountains, respectively. In both locations, the months of July and June showed the highest litter production, while the decomposition rates were -0.595 and -0.289 year⁻¹ for Jocotitlán and Tlalóc mountains, respectively. The decomposition rates found in the litter corresponds to mean residence times of 1.7 and 3.4 years for Jocotitlán and Tlalóc. Although both mountains show high contents of total nitrogen in the surface soil (0.4%), the Jocotitlán Mountain showed greater amounts of absorbable inorganic nitrogen than the Tlalóc Mountain, and the results suggest a limitation of nutrients such as P and Mg, while the amounts of K are sufficient.

The results highlight the importance of making determinations of the dynamics of nutrients at the site level, to propose a baseline of research, as well as management strategies according to each locality that contribute to conservation in high mountain forests in Mexico.

Keywords: Decomposition, litter, *Pinus hartwegii*, altitude, aspect, nitrate, ammonium.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a mi familia, sin ustedes, este camino sería más sinuoso y complicado, gracias por todo su apoyo y amor incondicional, sin ustedes simplemente no funciono.

Infinita gratitud al Dr. Armando Gómez, a la Dra. Libia Trejo y al Dr. Valentín Reyes, por su paciencia, guía y apoyo, principalmente por respetar y tolerar a un ser humano con múltiples defectos y carentes virtudes.

Agradezco a los compañeros y amigos que compartieron las altas y bajas en este recorrido; a los nuevos amigos, gracias por permitirme la oportunidad de formar parte de su mundo, a los amigos de antaño no puedo más que decir gracias totales por su compañía todos estos años.

A todos aquellos que disfrutaron y sufrieron en los largos recorridos en campo colectados “tierra y hojas”, cada mes durante un largo año.

Finalmente, agradezco a las autoridades del municipio de Jocotitlán, a la comunidad San Felipe Pueblo Nuevo perteneciente al municipio de Atlacomulco y a los ejidatarios de la localidad de Tequexquináhuac por permitir el acceso a los sitios de estudio, así mismo, reconozco al Colegio de Postgraduados – Campus Montecillo por los recursos facilitados, a los integrantes del Laboratorio de Nutrición Vegetal “Salvador Alcalde Blanco” y a los integrantes del Laboratorio de Génesis y Clasificación de Suelos, por el equipo y materiales proporcionados, finalmente agradezco a CONACYT por la beca otorgada.

CONTENIDO

RESUMEN	iv
ABSTRACT	vi
AGRADECIMIENTOS	viii
LISTA DE FIGURAS	xi
LISTA DE CUADROS	xiii
INTRODUCCIÓN GENERAL.....	1
Referencias bibliográficas.....	3
CAPÍTULO 1. DESCOMPOSICIÓN DE MANTILLO Y PRODUCCIÓN DE MASA FOLIAR EN BOSQUES DE <i>Pinus hartwegii</i> LINDL. EN DOS ELEVACIONES MONTAÑOSAS DEL CENTRO DE MÉXICO	4
RESUMEN	4
ABSTRACT.....	5
INTRODUCCIÓN	6
MATERIALES Y MÉTODOS	8
RESULTADOS Y DISCUSIÓN	11
CONCLUSIÓN.....	19
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	19
CAPÍTULO 2. CONTENIDO NUTRIMENTAL EN MASA FOLIAR Y NITRÓGENO INORGÁNICO ABSORBIBLE DEL SUELO SUPERFICIAL EN DOS BOSQUES DE <i>Pinus hartwegii</i> LIND. DEL CENTRO DE MÉXICO.	29
RESUMEN	29
ABSTRACT.....	30
INTRODUCCIÓN	31
MATERIALES Y MÉTODOS	33
Producción de masa foliar y contenido nutrimental en mantillo	35
Nitrógeno inorgánico absorbible y contenido de humedad en suelo mineral.....	36
Análisis estadístico	37
RESULTADOS Y DISCUSIÓN	37

Contenido nutrimental en masa foliar y suelo mineral.....	39
Nitrógeno inorgánico absorbible en suelo mineral.....	47
CONCLUSIONES	52
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	53
CONCLUSIONES	64
ANEXO I.....	65

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Volcán Jocotitlán. A) Localización de los sitios de colecta. B) Macro-localización del volcán Jocotitlán.	9
Figura 2. Monte Tláloc. A) Localización de los sitios de colecta. B) Macro-localización del monte Tláloc.	10
Figura 3. Aporte promedio mensual de masa foliar en $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{mes}^{-1}$ (media \pm error típico), en Jocotitlán y Tláloc durante el periodo de estudio.....	12
Figura 4. Promedio de precipitación y temperatura en las estribaciones de la montaña Jocotitlán (Datos obtenidos de ClimateNA, 2019).	13
Figura 5. Promedio de precipitación y temperatura en las estribaciones de la montaña Tláloc (Datos obtenidos de ClimateNA, 2019).....	13
Figura 6. Aporte promedio mensual por sitio de colecta en Jocotitlán.....	15
Figura 7. Aporte promedio mensual por sitio de colecta en Tláloc.....	15
Figura 8. Peso seco remanente de masa foliar en el volcán Jocotitlán después de 305 días.	17
Figura 9. Peso seco remanente de masa foliar en el monte Tláloc después de 364 días.	17
Figura 10. Montaña Jocotitlán. A) Localización de los sitios de colecta. B) Macro-localización de la montaña Jocotitlán.	34
Figura 11. Montaña Tláloc. A) Localización de los sitios de colecta. B) Macro-localización de la montaña Tláloc.	34
Figura 12. N total mensual en masa foliar ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{mes}^{-1}$) en Jocotitlán y Tláloc.	39
Figura 13. Contenido promedio anual de P, K, Ca y Mg en biomasa foliar en Jocotitlán y Tláloc ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$).....	39
Figura 14. Contenido de nitrógeno (N) en masa foliar por sitio de colecta en Jocotitlán	40
Figura 15. Contenido de nitrógeno (N) en masa foliar por sitio de colecta en Tláloc.....	40
Figura 16. Contenido de fósforo (P) en masa foliar por sitio y fecha de colecta en Jocotitlán	41
Figura 17. Contenido de fósforo (P) en masa foliar por sitio y fecha de colecta en Tláloc..	41
Figura 18. Contenido de potasio (K) en masa foliar por sitio y fecha de colecta en Jocotitlán.	42
Figura 19. Contenido de potasio (K) en masa foliar por sitio y fecha de colecta en Tláloc.	42
Figura 20. Contenido de calcio (Ca) en masa foliar por sitio y fecha de colecta en Jocotitlán.	43
Figura 21. Contenido de calcio (Ca) en masa foliar por sitio y fecha de colecta en Tláloc.	43
Figura 22. Contenido de magnesio (Mg) en masa foliar por sitio y fecha de colecta en Jocotitlán.	44
Figura 23. Contenido de magnesio (Mg) en masa foliar por sitio y fecha de colecta en Tláloc.	44
Figura 24. Media mensual de nitrógeno inorgánico absorbible total ($\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$ ppm) en Jocotitlán y Tláloc por fecha de colecta.....	47
Figura 25. Concentración media mensual de NH_4^+ (ppm) en muestras de suelo superficial por sitio y fecha de colecta en la Montaña Tláloc.	48
Figura 26. Concentración media mensual de NH_4^+ (ppm) en muestras de suelo superficial por sitio y fecha de colecta en la Montaña Jocotitlán	48
Figura 27. Concentración media mensual de NO_3^- (ppm) en muestras de suelo superficial por sitio y fecha de colecta en la Montaña Tláloc.	49

Figura 28. Concentración media mensual de NO_3^- (ppm) en muestras de suelo superficial por sitio y fecha de colecta en la Montaña Jocotitlán	49
Figura 29. Concentración de humedad (%) en muestras de suelo mineral por sitio y fecha de colecta en Jocotitlán.	50
Figura 30. Concentración de humedad (%) en muestras de suelo mineral por sitio y fecha de colecta en Tláloc.	50

LISTA DE CUADROS

Cuadro 1. Sitios de colecta de acículas de pino en el volcán Jocotitlán y el monte Tláloc....	8
Cuadro 2 Sitios de colecta de follaje de <i>Pinus hartwegii</i> en Jocotitlán y Tláloc ubicados en el Estado de México.....	35
Cuadro 3. Valores medios por fecha de masa foliar, contenido de nutrientes en masa foliar y suelo superficial, y nitrógeno inorgánico absorbible en Jocotitlán y Tláloc...	38
Cuadro 4. Comparación (p-values) entre sitios de colecta para identificar diferencias significativas en Jocotitlán y Tláloc.....	45
Cuadro 5. Promedio anual en parámetros químicos en muestras de suelo mineral (0-10 cm) en Jocotitlán y Tláloc	52

INTRODUCCIÓN GENERAL

La descomposición de mantillo representa una fase fundamental para el estudio de la liberación de nutrientes esenciales para la vegetación y la respiración del suelo (Rovira y Rovira, 2010). La presencia de mantillo en suelos forestales, conformada por residuos vegetales y animales, es una característica importante que los distingue de otro tipo de uso (Lorenz *et al.*, 2004). El mantillo representa una reserva considerable de nutrientes importantes como nitrógeno y fósforo, para el ecosistema que queda disponible en la medida que la descomposición ocurre, así como protección ante condiciones de erosión, humedad y temperaturas extremas (Lorenz *et al.*, 2004).

Se estima que a nivel mundial se producen aproximadamente 27×10^{15} g de C derivado de la descomposición anual de hojarasca (Schlesinger *et al.*, 2013; Rocha *et al.*, 2009), es decir cerca de un tercio de la productividad primaria neta global, lo que indica que la descomposición del mantillo también es un proceso importante para el ciclo del carbono y el cambio climático (Rovira y Rovira, 2010).

La descomposición de hojarasca se rige en parte por factores físicos, químicos y biológicos, pero el clima (temperatura y humedad), juega un papel fundamental (Rocha *et al.*, 2009; Karberg *et al.*, 2008). Los cambios en la acumulación y descomposición del mantillo, influyen indirectamente en las propiedades del suelo ya que una vez liberados los nutrientes del mantillo pueden integrarse al capital de nutrientes en el suelo mineral (Karberg *et al.*, 2008).

Para caracterizar la dinámica de nutrimentos en los bosques, resulta necesario cuantificar y estimar la descomposición de mantillo como fuente de almacenamiento y retorno al suelo forestal, lo cual se puede lograr mediante un balance de masas con métodos convencionales.

La presente investigación se planteó como objetivos: (1) estimar las tasas de descomposición de mantillo, así como el contenido nutrimental del mismo (N, P, K, Ca y Mg) y (2) estimar la

disponibilidad de nutrimentos (P, K, Ca y Mg) y nitrógeno inorgánico absorbible (NO_3^- , NH_4^+) en el suelo superficial (0-10 cm), en dos niveles altitudinales (3680, 3830 m.s.n.m.) con diferente exposición (Norte-Sur) en bosques de *Pinus hartwegii* LINDL. en dos elevaciones del centro de México. La hipótesis de investigación fue que la velocidad de descomposición de mantillo, así como la disponibilidad de formas asimilables de nitrato (NO_3^-) y amonio (NH_4^+) varía con la exposición y altitud en ambas elevaciones.

Referencias bibliográficas

- Karberg, N., Scott, N., Giardina, C. (2008). Methods for estimating litter decomposition. In Hoover, C. (Ed.), *Field measurements for forest carbon monitoring* (pp. 103-111). USA: US Forest Service, Springer Netherlands.
- Lorenz, K., Preston, C. M., Krumrei, S., and Feger, K. H. (2004). Decomposition of needle/leaf litter from Scots pine, black cherry, common oak and European beech at a conurbation forest site. *European Journal of Forest Research*, 123:177-188.
- Rocha, A., Ramírez, N. (2009). Producción y descomposición de hojarasca en diferentes condiciones sucesionales del bosque de Pino-Encino en Chiapas, México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 84, 1-12.
- Rovira, P., and Rovira, R. (2010). Fitting litter decomposition datasets to mathematical curves: towards a generalised exponential approach. *Geoderma*, 155: 329-343.
- Schlesinger, W., Bernhardt, E. (2013). The Biosphere: The Carbon Cycle of Terrestrial Ecosystems. In Schlesinger, W., Bernhardt, E. (Ed.). *Biogeochemistry: an analysis of global change* (pp. 135-172). UK: Elsevier Inc.

CAPÍTULO 1. DESCOMPOSICIÓN DE MANTILLO Y PRODUCCIÓN DE MASA FOLIAR EN BOSQUES DE *Pinus hartwegii* LINDL. EN DOS ELEVACIONES MONTAÑOSAS DEL CENTRO DE MÉXICO

RESUMEN

La descomposición del mantillo es fundamental en el estudio del ciclo de nutrientes en terrenos forestales, ya que su liberación progresiva a partir del horizonte O garantiza la provisión de elementos esenciales para el crecimiento de la vegetación. Dada la variación climática reciente, se espera que los bosques alpinos de *Pinus hartwegii* Lindl. del centro de México, experimenten mayores tasas de descomposición y mineralización. Sin embargo, no se tienen líneas base sobre la dinámica de estos procesos, ni los factores que intervienen en los ecosistemas de alta montaña en México. El objetivo de este estudio fue evaluar la producción de masa foliar y la tasa de descomposición de mantillo en los volcanes Tláloc y Jocotitlán, del Estado México. La producción anual de masa foliar fue 13.2 y 7.5 Mg ha⁻¹ para Jocotitlán y Tláloc, respectivamente. En ambas localidades destacan los meses de julio y junio como los de mayor producción de hojarasca. La tasa de descomposición fue de -0.595 y -0.289 año⁻¹ para Jocotitlán y Tláloc, respectivamente. La tasa de descomposición corresponde a tiempos de residencia de mantillo de 1.7 y 3.4 años para Jocotitlán y Tláloc. Los resultados resaltan la importancia de hacer determinaciones de la dinámica de nutrientes a nivel de sitio y proponer estrategias de manejo acordes a cada localidad.

Palabras clave

Descomposición, mantillo, *Pinus hartwegii*, altitud, exposición.

ABSTRACT

Litter decomposition is important to understand nutrient cycling in forests, as its progressive release from the O horizon guarantees the provision of essential elements for plant growth. Because climatic variation is expected in the short term, alpine forests of *Pinus hartwegii* Lindl. from central Mexico, would experience higher rates of decomposition and mineralization. However, there are no baselines research on the dynamics of these processes in high mountain ecosystems in Mexico. The objective of this study was to evaluate the production of foliar mass and litter decomposition in two locations, the Tláloc and Jocotitlán volcanoes, in the State of Mexico. The annual production of leaf mass was 13.2 and 7.5 Mg ha⁻¹ for Jocotitlán and Tláloc, respectively. In both locations, the highest litter production was estimated for July and June. The decomposition rate was -0.595 and -0.289 y⁻¹ for Jocotitlán and Tláloc, respectively. The decomposition rate found correspond to mean residence times of 1.7 and 3.4 years for Jocotitlán and Tláloc. The results highlight the importance of making determinations of nutrient dynamics at the site level and proposing forest management practices according to each locality.

Keywords

Decomposition, litter, *Pinus hartwegii*, altitude, aspect.

INTRODUCCIÓN

El mantillo de los suelos forestales se forma por la incorporación constante de residuos orgánicos de la vegetación, los cuales al permanecer periodos prolongados de tiempo sobre el suelo, le confiere a este características físicas, químicas y biológicas particulares (Binkley y Fisher, 2013; Osman, 2013a). Los restos orgánicos de la parte aérea de los árboles en un bosque dan lugar al mantillo u hojarasca, que se compone principalmente de hojas, ramas, flores, frutos, cortezas y troncos grandes, aunque también incluye raíces, restos animales e insectos en diversos estados de descomposición (Chavez-Vergara, Merino, Vázquez-Marrufo, y García-Oliva, 2014; Gartzia-Bengoetxea, Kandeler, Martínez de Arano, y Arias-González, 2016; Osman, 2013a).

El mantillo, es el reservorio donde se acumulan los nutrientes que regresan del dosel al suelo, y su velocidad de descomposición determina el tiempo medio de residencia de los nutrientes en el piso forestal (Bonilla, Roncallo, Jimeno, y Garcia, 2008; Carrasco, Cabaneiro, y Fernandez, 2017). El término “piso forestal” se refiere al mantillo de los bosques pero considerando las capas en diferente estado de descomposición que lo componen, que generalmente es una capa de material fresco (Oi), material en proceso de descomposición (Oe) y material altamente descompuesto (Oa) (Binkley y Fisher, 2013; Osman, 2013a).

El mantillo es un reservorio, al que se le puede dar seguimiento mediante la estimación de su tasa de descomposición. Conforme se descompone el mantillo los compuestos orgánicos estables se integran a la matriz del suelo formando complejos organo-minerales que constituyen la fertilidad física y química de un suelo; cuando los microorganismos descomponen el mantillo, los cementantes orgánicos producto de la actividad biológica, raíces finas y micelio ayudan al desarrollo de la estructura del suelo (Berg y McClaugherty, 2003).

Eventualmente, un buen nivel de agregación en el suelo influye en una distribución balanceada de poros de almacenamiento y drenaje que se refleja en propiedades hidrológicas favorables en el

suelo (infiltración y retención de humedad) (Osman, 2013b). La descomposición del mantillo se relaciona con el ciclo del carbono porque en la medida en que se consume el sustrato, se emite carbono a la atmósfera y también se forman compuestos orgánicos más estables que se integran a la matriz del suelo (Brye et al., 2016; Khan, Mack, Castillo, Kaiser, y Joergensen, 2016; You et al., 2017).

La descomposición de mantillo depende de factores ambientales (temperatura, humedad y precipitación), geográficos (altitud, pendiente, exposición de la ladera), químicos (calidad de la materia orgánica, entre otros) y bióticos (diversidad de especies arbóreas, arbustivas y herbáceas, densidad de la vegetación y presencia de organismos y microorganismos en el suelo (You et al., 2017, Kutílek et al., 2015, Sun et al., 2017, Carrasco et al., 2017, Rocha y Ramírez., 2009, Drewnik et al., 2016, Bangroo et al, 2017, Pinos et al., 2017). Las condiciones ambientales de un sitio varían con su ubicación topográfica. Por ejemplo, la temperatura tiende a disminuir al aumentar la altitud y la humedad puede estar relacionada con la exposición del sitio, los lugares que reciben menos radiación solar como los orientados hacia el norte, conservan por más tiempo la humedad del suelo (Galicia, López-Blanco, Zarco-Arista, Filips, y García-Oliva, 1999). Entre las características de calidad del sustrato se encuentran, la relación C/N, el contenido de lignina, azúcares y aminoácidos, entre otras. Los sustratos con menor relación C/N y mayor contenido de compuestos lábiles se descomponen más rápido (Rocha y Ramírez, 2009; Sun et al., 2017; You et al., 2017).

Los claros o aperturas en el dosel, sean causados por manejo, muerte natural o deforestación, modifican el régimen térmico del suelo y aceleran la velocidad de descomposición del mantillo (De Long et al., 2016; Friesen, Dunn, y Freeman, 2018; Jianxin, Li, y Zhiyao, 2016), dicha descomposición, se puede resumir en dos etapas, la primera donde hay una lixiviación y solubilización de compuestos orgánicos, y la segunda que inicia con la descomposición de compuestos más estables como la lignina, celulosa y otros componentes (Cotrufo, Miller, y Zeller,

2000; Djukic et al., 2018). Aunque la descomposición del mantillo puede representar hasta el 70% del flujo anual de carbono en un ecosistema forestal (Carrasco et al., 2017; Cizungu et al., 2014; Djukic et al., 2018; Lin, Bartsch, Heinrichs, y Vor, 2015), la velocidad con la que los nutrientes que se liberan hacia el piso forestal depende tanto de la masa como de la composición química (González, Lodge, Richardson, y Richardson, 2014; Lopez-Escobar et al., 2017).

En México se han realizado varios estudios para conocer la velocidad en la descomposición del mantillo en suelos forestales (Barajas-Guzmán y Alvarez-Sánchez, 2003; Martínez-Yrizar, Núñez, y Búrquez, 2007; Rocha y Ramírez, 2009), aunque muy pocos se han realizado en montañas elevadas (por arriba de 3500 msnm) y bajo diferente exposición. Debido a ello, este trabajo se propuso subsanar esta falta de información y establecer una línea base de investigación para medir la velocidad de descomposición de mantillo y la producción de masa foliar en bosques de alta montaña en México. El objetivo fue estimar la tasa de descomposición de mantillo y producción de acícula, en dos niveles altitudinales con diferente exposición en bosques de *Pinus hartwegii* Lindl., localizados en dos elevaciones de origen volcánico del centro de México.

MATERIALES Y MÉTODOS

El trabajo se llevó a cabo en dos elevaciones montañosas, el volcán Jocotitlán, localizado entre los municipios de Atlacomulco y Jocotitlán (Figura 1), y el monte Tláloc, ubicado en el municipio de Texcoco de Mora; ambos sitios en el Estado de México (Figura 2). Se establecieron cuatro sitios de muestreo periódico en ambas montañas (4x2), con un arreglo factorial de dos altitudes y dos exposiciones en cada montaña (Cuadro 1).

Cuadro 1. Sitios de colecta de acículas de pino en el volcán Jocotitlán y el monte Tláloc

Elevación	Sitio	Altitud ^a	Exposición	Latitud (°)	Longitud (°)	TMA (°C) ^b
Jocotitlán	NO-3800	3,800	NO	19.742288	-99.764509	6.71
	SO-3800	3,800	SO	19.741245	-99.766223	7.27
	NO-3700	3,700	NO	19.742657	-99.760884	7.27

Tlálloc	SO-3700	3,700	SO	19.739662	-99.767993	7.92
	NO-3900	3,900	NO	19.423955	-98.724462	6.02
	NO-3500	3,500	NO	19.416067	-98.725776	7.09
	SO-3900	3,900	SO	19.725487	-98.725487	6.79
	SO-3500	3,500	SO	19.404452	-98.741909	8.53

^a La posición altitudinal exacta de los sitios tiene una variación de ± 12 m.

^b Temperatura media anual ($^{\circ}\text{C}$)

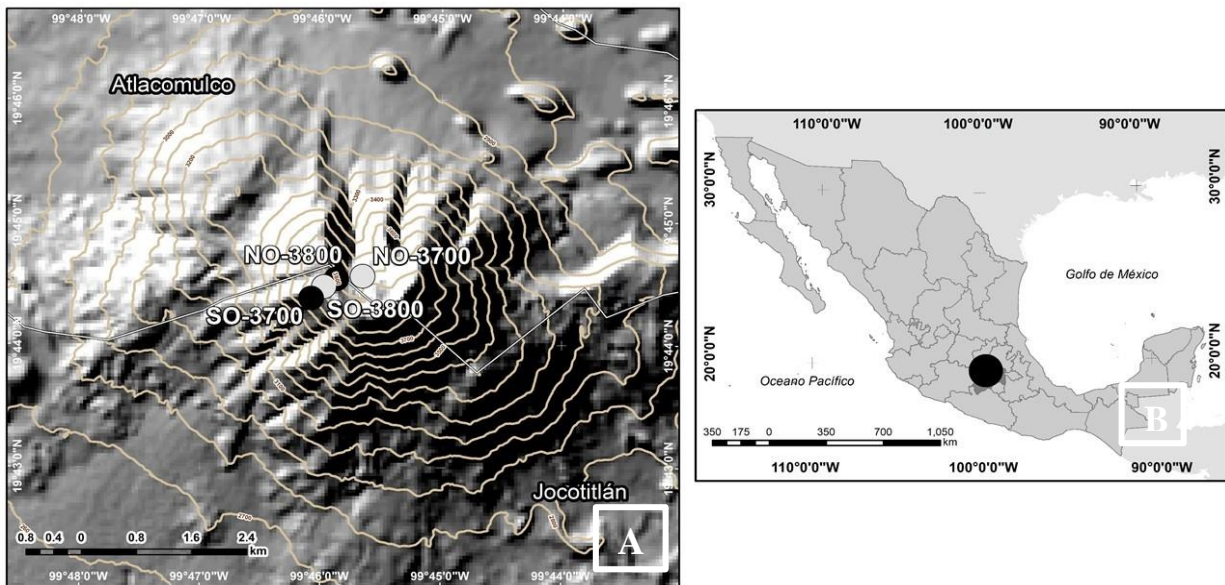


Figura 1. Volcán Jocotitlán. A) Localización de los sitios de colecta. B) Macro-localización del volcán Jocotitlán.

Para cuantificar la producción de mantillo, se establecieron tres trampas en línea, de 30 cm de diámetro a nivel del suelo en cada sitio y se colectaron las acículas acumuladas cada 25-30 días, de junio del 2017 a junio del 2018. La distancia entre trampas fue de 5 m y se dispusieron sobre la curva de nivel en el centro de cada sitio. En total se establecieron 12 trampas en cada montaña (3 repeticiones x 4 sitios). Las acículas colectadas en cada visita se secaron en estufa de aire de circulación forzada (Sheldon Fx14-S, USA) a 70°C por 72 h. y se pesaron con una balanza digital Ohaus Scout Pro, USA con precisión 0.01g. , los valores de masa neta se expresaron en $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$.

1.

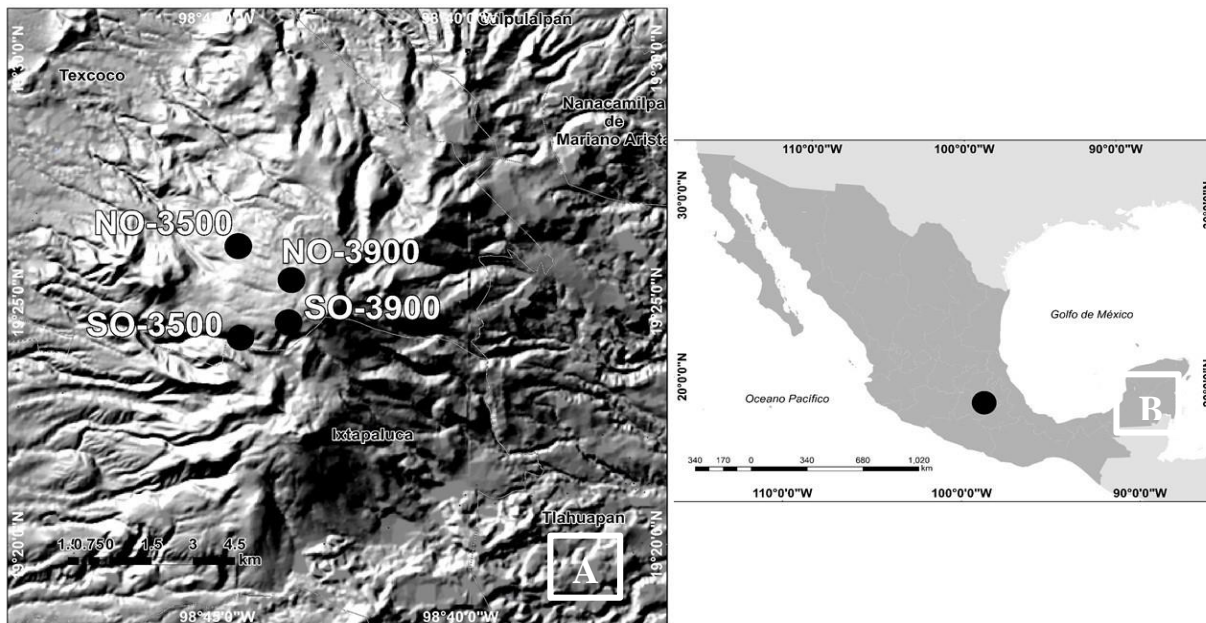


Figura 2. Monte Tláloc. A) Localización de los sitios de colecta. B) Macro-localización del monte Tláloc.

La tasa de descomposición de mantillo se estimó con el método de la bolsa de descomposición (Karberg, Scott, y Giardina, 2008). Se colocaron 10 g de acículas secas en bolsas de malla de polipropileno negro de 20 x 20 cm. En cada sitio se colectaron 24 bolsas con acículas para retirar en forma gradual tres bolsas por sitio en las fechas de visitas. El establecimiento de bolsas inició en junio de 2017. La tasa de descomposición se estimó asumiendo el modelo exponencial siguiente:

$$k = -\ln \left(\frac{W_t}{W_o} \right)$$

Donde W_t es la cantidad remanente de material a determinado tiempo, W_o es la cantidad de material al tiempo 0 y k es la constante de descomposición (Rodríguez, Durán-Zuazo, Muriel-Fernández, Martín-Peinado, y Franco-Tarifa, 2009). El valor de k se calculó a los 364 días para Tláloc (junio 2018) y 305 días para Jocotitlán (abril 2018). Aunque se perdieron varias bolsas de descomposición, debido a que los visitantes del bosque las removieron, fue posible estimar un valor

de k para cada montaña, durante un periodo de 300 días. Se estimó la tasa de descomposición (k) con los datos disponibles para cada montaña, considerando los cuatro sitios en cada elevación.

Finalmente, se calculó el tiempo medio de residencia de la masa foliar (TMR) para cada elevación mediante la ecuación siguiente:

$$TMR = \frac{F}{A}$$

Donde F se refiere a la biomasa del piso forestal y A es la producción de masa foliar anual, expresado en $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$ (León, González, y Gallardo, 2011).

El análisis estadístico se realizó con el Software R (3.4.0) (R Core Team, 2017). Las mediciones de masa de acículas repetidas en el tiempo, se analizaron con un modelo de medias repetidas (Arnau-Gras, 2007), para comparar los datos acumulados durante el periodo de estudio para cada sitio, se realizó un Análisis de Varianza (ANAVA).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados indicaron diferencias significativas de acumulación de acículas de pino tanto entre sitios como entre fechas de colecta en cada elevación. El aporte total de acículas de pino, fue de $13,282 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$ en el volcán Jocotitlán, mientras que en el monte Tláloc fue de $7,549 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$. En ambas localidades destacan los meses de julio y junio como los de mayor acumulación, con $2,394 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{mes}^{-1}$ en Jocotitlán y $1,402 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{mes}^{-1}$ en Tláloc (Figura 3).

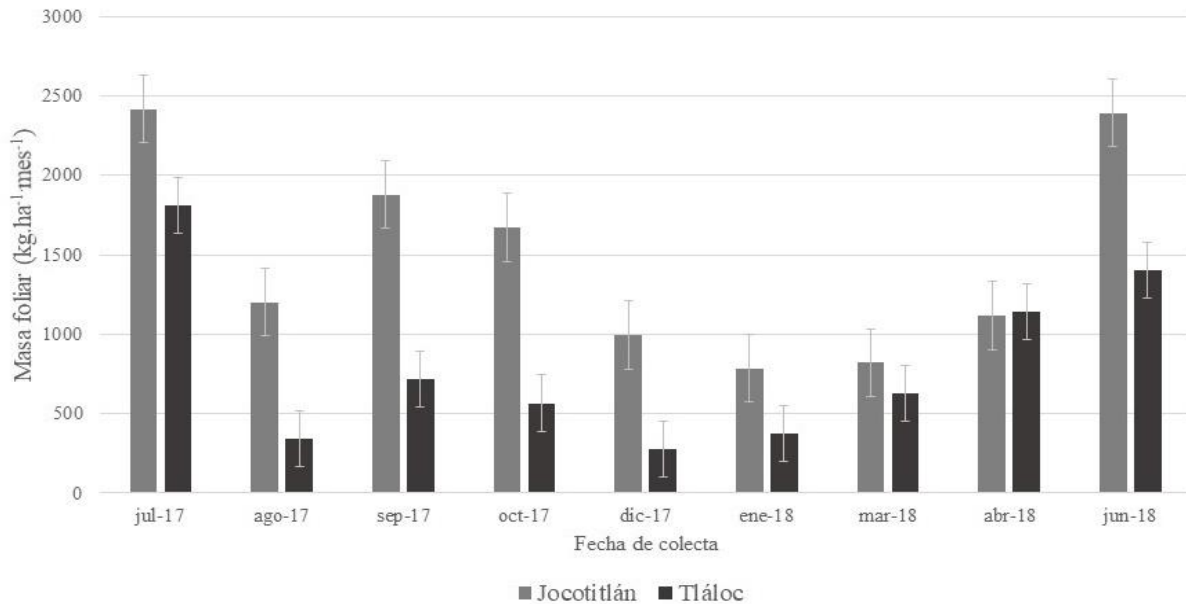


Figura 3. Aporte promedio mensual de masa foliar en $\text{kg.ha}^{-1}.\text{mes}^{-1}$ (media \pm error típico), en Jocotitlán y Tláloc durante el periodo de estudio.

En ambas montañas, la máxima acumulación de acículas ocurre en los meses con mayor precipitación (i.e. verano) (Figuras 4 y 5), cuando la actividad de crecimiento es mayor y los árboles tiran el follaje viejo y menos funcional para concentrar la ganancia de biomasa en follaje nuevo y activo. Estos resultados son contrastantes con los obtenidos en otros estudios donde la mayor producción de hojarasca se asocia a la temporada más seca del año (Lopez-Escobar et al., 2017; Ramírez-Correa, Zapata-Duque, León-Peláez, y González-Hernández, 2007).

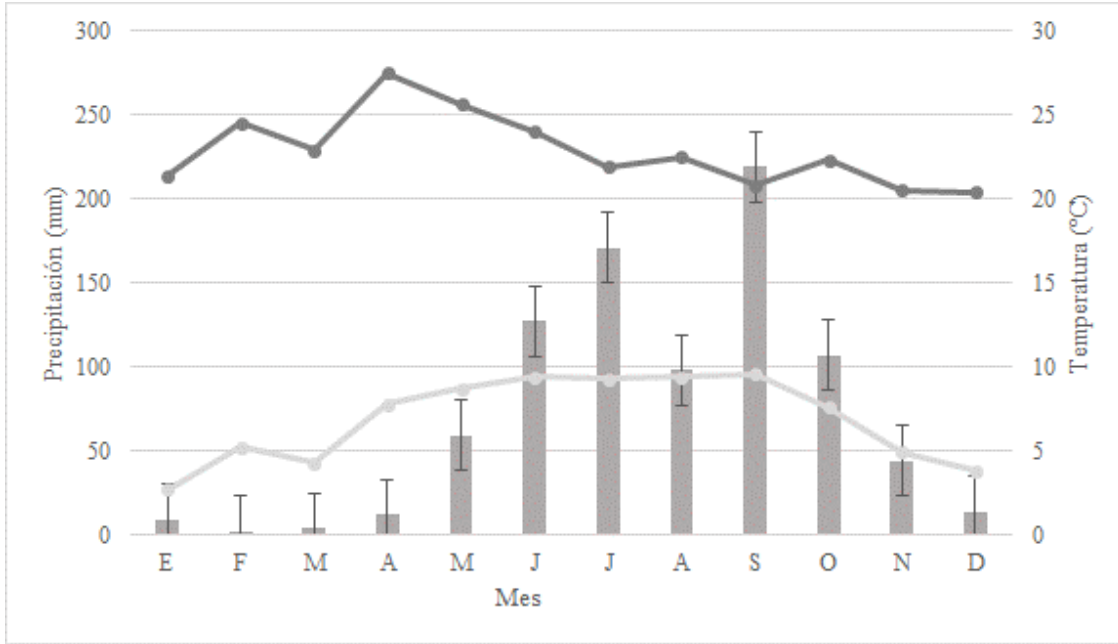


Figura 4. Promedio de precipitación y temperatura en las estribaciones de la montaña Jocotitlán (Datos obtenidos de ClimateNA, 2019).

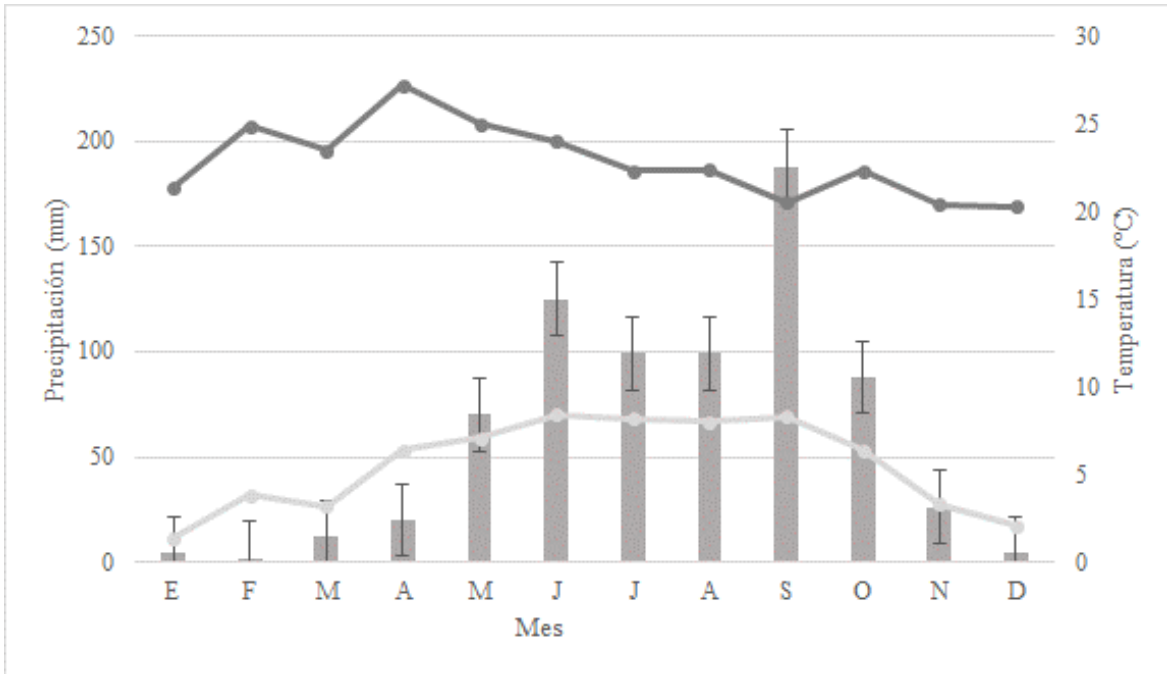


Figura 5. Promedio de precipitación y temperatura en las estribaciones de la montaña Tláloc (Datos obtenidos de ClimateNA, 2019).

Por otro lado, en el volcán Jocotitlán se detectaron diferencias estadísticamente significativas, entre los sitios NO-3800, SO-3800 y NO-3700 ($p \leq 0.020$) durante los meses de julio y agosto del 2017, y junio del 2018 ($p \leq 0.0001$), los meses con mayor producción de masa foliar fueron julio 2017 y junio 2018 en los sitios NO-3700 y NO-3800 con 3,045 y 3,404 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$, respectivamente (Figura 6). Por su parte, en el monte Tláloc, los resultados del ANAVA mostraron que la acumulación de masa foliar fue mayor en el sitio NO-3500 durante el mes de julio de 2017, y cuyo aporte promedio de acícula de pino fue de 3,147 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$ (Figura 7).

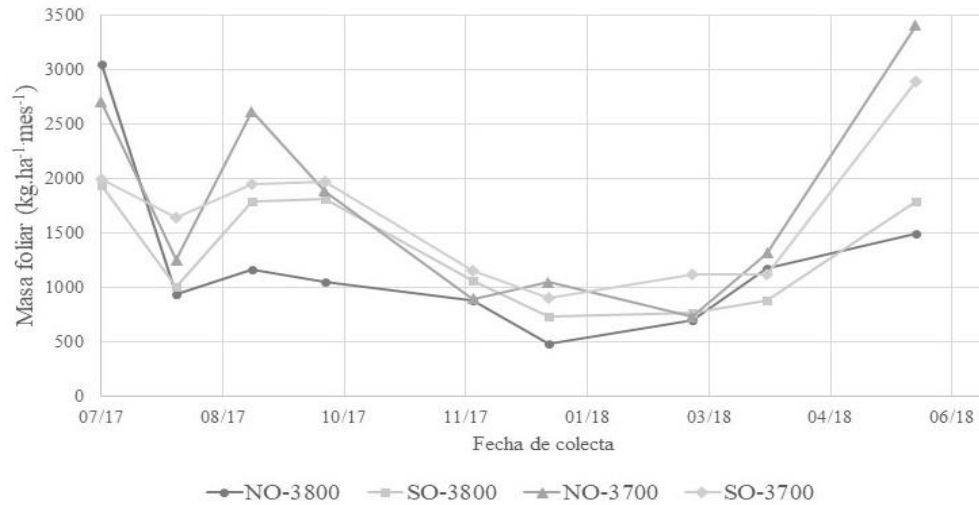


Figura 6. Aporte promedio mensual por sitio de colecta en Jocotitlán.

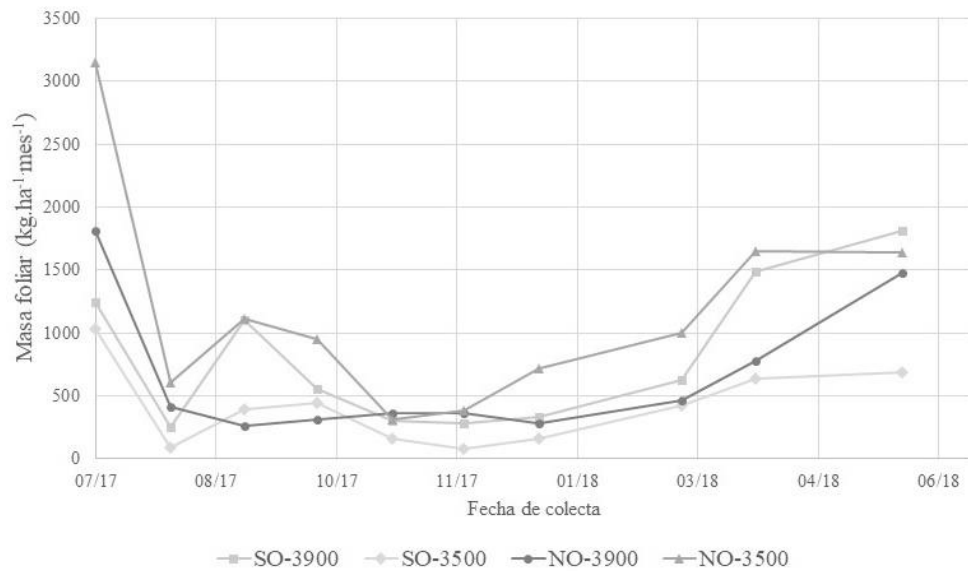


Figura 7. Aporte promedio mensual por sitio de colecta en Tlálóc.

La producción media mensual de masa foliar osciló entre 0.279 y 1.809 Mg·ha⁻¹ para Tlálóc y de 0.785 a 2.416 Mg·ha⁻¹ en Jocotitlán respectivamente. Investigaciones como la de Lin et al. (2015) reportaron aportes promedio mensuales de 2.5 Mg·ha⁻¹·año⁻¹ en bosques de *Fagus*, localizados al noroeste de Alemania. León et al. (2011) reportaron valores medios anuales de 4.7 Mg·ha⁻¹ en plantaciones de *Pinus patula* Schltdl. & Cham. en la Cordillera Central de Colombia. En México, Rocha y Ramírez (2009) reportaron valores de 5.1 Mg·ha⁻¹·año⁻¹ en bosques de *Pinus*

pseudostrobus, y de 7.59 Mg ha⁻¹año⁻¹ en bosques mezclados de pino-encino en el estado de Chiapas, mientras que Lopez-Escobar et al. (2017) reportaron un promedio anual de 6.31 Mg·ha⁻¹ en bosques de *Pinus montezumae* en el estado de Tlaxcala. En Durango, en bosques mezclados de coníferas y encino, se reportaron valores de producción de hojarasca de 3.6 a 5.9 Mg ha⁻¹año⁻¹ (Moreno-Valdez et al., 2018).

Con base en lo anterior, se aprecia que la producción de hojarasca en el monte Tláloc se ubica dentro de los valores reportados en estudios relacionados; mientras que, la producción encontrada para el volcán Jocotitlán es superior a la reportada en otros trabajos. Este resultado implica que gran parte de la productividad primaria neta del bosque de Jocotitlán tiene como destino el mantillo (Binkley y Fisher, 2013). De hecho, la dimensión del arbolado, diámetro y altura promedios, es mayor en el monte Tláloc que en Jocotitlán, lo que corresponde con una mayor productividad destinada a la formación de madera.

Respecto a la descomposición de mantillo, los resultados mostraron que las acículas remanentes colocadas en las bolsas, presentaron mayor pérdida de peso con 23.1 % (76.9% remanente) en el volcán Jocotitlán, en tanto que en el monte Tláloc la biomasa perdida fue de 18.76% (81.24%). A nivel de sitio de observación, la pérdida de masa del sitio SO-3700, del volcán Jocotitlán llegó hasta 48% (52%) (Figura 8) y el sitio NO-3500, del monte Tláloc, tuvo una pérdida del 26% (74%), al presentar las pérdidas más notables durante el periodo de colecta (Figura 9).

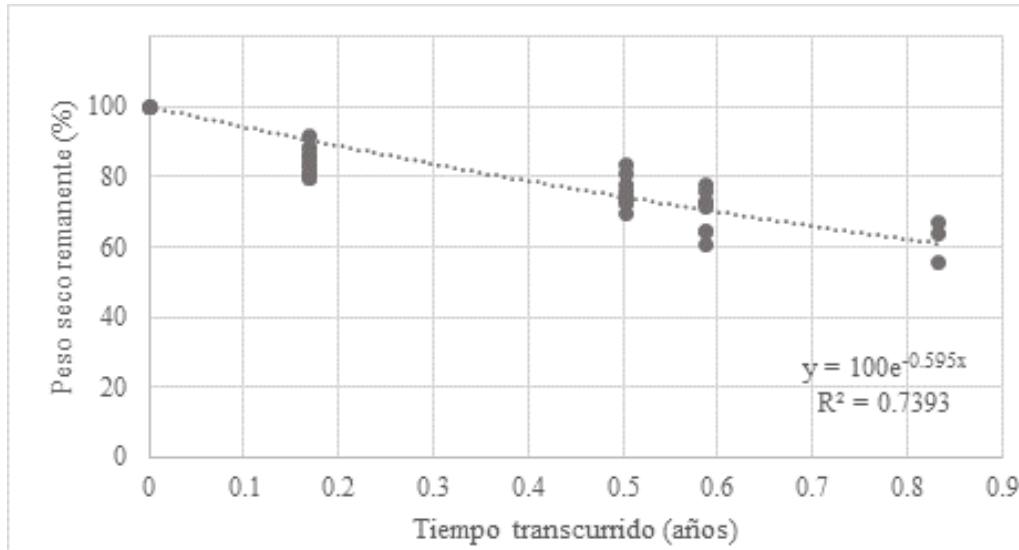


Figura 8. Peso seco remanente de masa foliar en el volcán Jocotitlán después de 305 días.

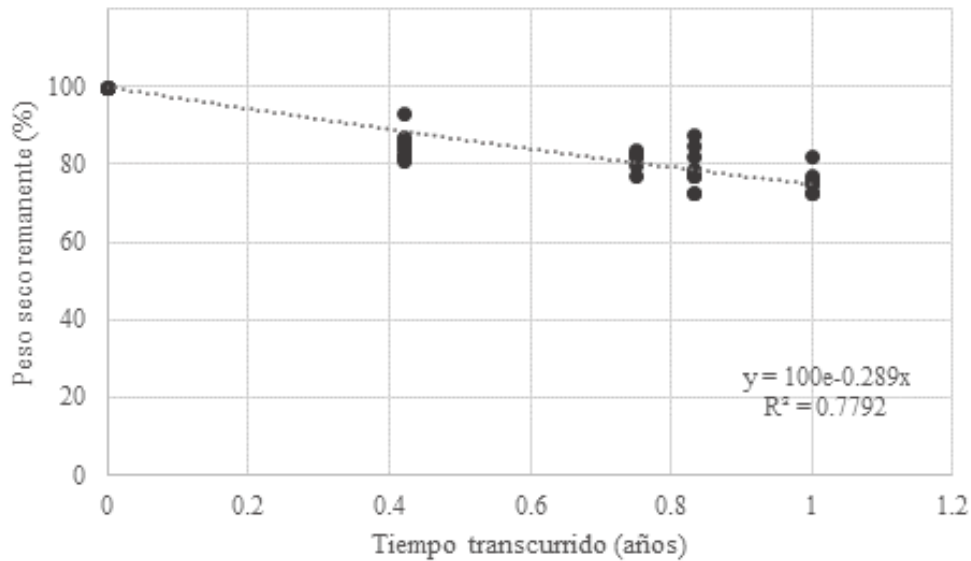


Figura 9. Peso seco remanente de masa foliar en el monte Tláloc después de 364 días.

La tasa anual de descomposición fue de -0.595 en Jocotitlán y de -0.289 en Tláloc, lo cual indica que la velocidad de descomposición en Jocotitlán es dos veces mayor que en Tláloc. Los valores anteriores, corresponden a tiempos estimados de residencia de 1.6 y 3.6 años para Jocotitlán y Tláloc respectivamente. Si se calculan los valores de tiempo de residencia con base en la estimación de masa total de mantillo y producción anual de hojarasca, los valores son 3.5 y 2.0 años para Jocotitlán y Tláloc respectivamente. El hecho de encontrar valores distintos por ambos métodos

sugiere que ambos ecosistemas no han alcanzado una condición de equilibrio entre la producción de hojarasca y la velocidad de descomposición (Schlesinger y Bernhardt, 2013). Las implicaciones de este resultado son que el movimiento de nutrientes es más rápido en Jocotitlán y que en este lugar las perturbaciones como incendios, deforestación y erosión pueden tener mayor impacto que en el monte Tlálloc.

Investigaciones recientes, reportaron un tiempo medio de residencia de 1.4 años en plantaciones de *Pinus patula* Schltdl. & Cham.; mientras que, en bosques de *Pinus montezumae* se reportó un tiempo medio de residencia del mantillo de 3.5 años (León et al., 2011; Lopez-Escobar et al., 2017). La variación en los resultados obtenidos entre sitios, denotan la influencia indirecta de la altitud y exposición, que a su vez influyen en la humedad relativa, temperatura, actividad biológica y en la descomposición de la materia orgánica. Duboc et al.-(2012) y Berger et al. (2015), demostraron que las propiedades físico-químicas del suelo, específicamente la relación C:N, así como la altitud y la actividad biológica, son variables determinantes en la fase inicial del proceso de descomposición de la MO en bosques alpinos; dichos autores indican que a mayor altitud y disminución de la temperatura, se reduce la pérdida de masa de la MO depositada en el suelo forestal, debido a la inhibición de microorganismos descomponedores, mientras que la pérdida de masa se incrementa en altitudes menores donde incrementa la temperatura y hay mayor presencia de microorganismos. Asimismo, los autores destacan que, en gradientes climáticos estrechos, la influencia de la altitud y la temperatura sobre la descomposición de la materia orgánica es indirecta debido a que la variación en la temperatura no es significativa, por lo cual recomiendan prestar especial atención al momento de establecer el transecto de muestreo, así como el gradiente climático donde se realizará el experimento.

CONCLUSIÓN

La presente investigación, mostró que los procesos de producción de masa foliar y de descomposición de mantillo en bosques de *Pinus hartwegii* Lindl. pueden variar hasta en un cien por ciento entre montañas del centro de México. Por lo anterior, los resultados de este estudio resaltan la importancia de hacer determinaciones de la dinámica de nutrientes a nivel de sitio y proponer estrategias de manejo acordes a cada localidad.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Arnau-Gras, J. (2007). Estudios Longitudinales De Medidas Repetidas. Modelos. *Avances en Medición*, (5), 9–26.
- Bangroo, S. A., Najar, G. R., & Rasool, A. (2017). Effect of altitude and aspect on soil organic carbon and nitrogen stocks in the Himalayan Mawer Forest Range. *Catena*, 158(October 2016), 63–68. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.06.017>
- Barajas-Guzmán, G., & Alvarez-Sánchez, J. (2003). The relationships between litter fauna and rates of litter decomposition in a tropical rain forest. *Applied Soil Ecology*, 24(1), 91–100. [https://doi.org/10.1016/S0929-1393\(03\)00069-6](https://doi.org/10.1016/S0929-1393(03)00069-6)
- Berg, B., & McLaugherty, C. (2003). Decomposition as a process. En B. Berg & C. McLaugherty (Eds.) (pp. 11–30). Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-662-05349-2_2
- Berger, T. W., Duboc, O., Djukic, I., Tatzber, M., Gerzabek, M. H., & Zehetner, F. (2015). Decomposition of beech (*Fagus sylvatica*) and pine (*Pinus nigra*) litter along an Alpine elevation gradient: Decay and nutrient release. *Geoderma*, 251–252, 92–104. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.03.024>
- Binkley, D. (1993). *Nutrición forestal: prácticas de manejo*. México: Limusa.

- Binkley, D., & Fisher, R. (2013). *Ecology and Management of Forest Soils. Patterns and Processes in Forest*. Dordrecht: John Wiley & Sons, Ltd.
<https://doi.org/10.1002/9781118422342>
- Bonilla, R., Roncallo, B., Jimeno, J., & Garcia, T. (2008). Producción y descomposición de la hojarasca en bosques nativos y de *Leucaena* sp., en Codazzi, Cesar. *corpoica.Ciencia y Tecnología Agropecuaria*, 9(2), 5–11. <https://doi.org/10.1111/j.1540-5915.1989.tb01883.x>
- Borrero Tamayo, G. A., J., J., Ricaurte Oyola, J. J., Rivera, M., Polanía Perdomo, J. A., Núñez, J., ... Rao, I. M. (2017). *Manual de protocolos. Nutrición y fisiología de plantas - Forrajes y frijol*. Área de Investigación en Agrobiodiversidad, Centro Internacional de Agricultura Tropical (CIAT). Recuperado de <https://hdl.handle.net/10568/89652>
- Brye, K. R., McMullen, R. L., Silveira, M. L., Motschenbacher, J. M. D., Smith, S. F., Gbur, E. E., & Helton, M. L. (2016). Environmental controls on soil respiration across a southern US climate gradient: A meta-analysis. *Geoderma Regional*, 7(2), 110–119.
<https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2016.02.005>
- Carrasco, B., Cabaneiro, A., & Fernandez, I. (2017). Exploring potential pine litter biodegradability as a natural tool for low-carbon forestry. *Forest Ecology and Management*, 401, 166–176. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.07.003>
- Chavez-Vergara, B., Merino, A., Vázquez-Marrufo, G., & García-Oliva, F. (2014). Organic matter dynamics and microbial activity during decomposition of forest floor under two native neotropical oak species in a temperate deciduous forest in Mexico. *Geoderma*, 235–236, 133–145. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.07.005>
- Cizungu, L., Staelens, J., Huygens, D., Walangululu, J., Muhindo, D., Van Cleemput, O., & Boeckx, P. (2014). Litterfall and leaf litter decomposition in a central African tropical mountain forest and Eucalyptus plantation. *Forest Ecology and Management*, 326, 109–116.

<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.04.015>

- Cotrufo, M. E., Miller, M., & Zeller, B. (2000). Litter Decomposition. En E.-D. Schulze (Ed.) (pp. 276–296). Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-642-57219-7_13
- De Long, J. R., Dorrepaal, E., Kardol, P., Nilsson, M. C., Teuber, L. M., & Wardle, D. A. (2016). Understory plant functional groups and litter species identity are stronger drivers of litter decomposition than warming along a boreal forest post-fire successional gradient. *Soil Biology and Biochemistry*, 98, 159–170. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.04.009>
- Djukic, I., Kepfer-Rojas, S., Schmidt, I. K., Larsen, K. S., Beier, C., Berg, B., ... Tóth, Z. (2018). Early stage litter decomposition across biomes. *Science of the Total Environment*, 628–629, 1369–1394. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.012>
- Drewnik, M., Musielok, Ł., Stolarczyk, M., Mitka, J., & Gus, M. (2016). Effects of exposure and vegetation type on organic matter stock in the soils of subalpine meadows in the Eastern Carpathians. *Catena*, 147, 167–176. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.07.014>
- Duboc, O., Zehetner, F., Djukic, I., Tatzber, M., Berger, T. W., & Gerzabek, M. H. (2012). Decomposition of European beech and Black pine foliar litter along an Alpine elevation gradient: Mass loss and molecular characteristics. *Geoderma*, 189–190, 522–531. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.06.018>
- Dufresne, A., Salinas, S., & Siebe, C. (2010). Substrate deformation associated with the Jocotitlán edifice collapse and debris avalanche deposit, Central México. *Journal of Volcanology and Geothermal Research*, 197(1–4), 133–148. <https://doi.org/10.1016/j.jvolgeores.2010.02.019>
- Fitzmaurice, G. M. (2004). *Applied longitudinal analysis*. Hoboken, N.J.: Wiley-Interscience.
- Friesen, S. D., Dunn, C., & Freeman, C. (2018). Decomposition as a regulator of carbon

- accretion in mangroves: a review. *Ecological Engineering*, 114, 173–178.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.06.069>
- Galicia, L., López-Blanco, J., Zarco-Arista, A. E., Filips, V., & García-Oliva, F. (1999). The relationship between solar radiation interception and soil water content in a tropical deciduous forest in Mexico. *Catena*, 36, 153–164. [https://doi.org/10.1016/S0341-8162\(98\)00121-0](https://doi.org/10.1016/S0341-8162(98)00121-0)
- García-Tovar, G. P., & Martínez-Serrano, R. G. (2011). Geología y geoquímica de las lavas pleistocénicas del estratovolcán Telapón, Sierra Nevada, México. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, 28(2), 301–322.
- García, E. . C. N. para el C. y U. de la B. (CONABIO). (2008). Climas. D.F.: CONABIO.
Recuperado de <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/?vns=clima1mgw>
- Gartzia-Bengoetxea, N., Kandeler, E., Martínez de Arano, I., & Arias-González, A. (2016). Soil microbial functional activity is governed by a combination of tree species composition and soil properties in temperate forests. *Applied Soil Ecology*, 100, 57–64.
<https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2015.11.013>
- Gómez-Guerrero, A., & Doane, T. (2018). The Response of Forest Ecosystems to Climate Change, 185–206. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-63865-6.00007-7>
- González, G., Lodge, D. J., Richardson, B. A., & Richardson, M. J. (2014). A canopy trimming experiment in Puerto Rico: The response of litter decomposition and nutrient release to canopy opening and debris deposition in a subtropical wet forest. *Forest Ecology and Management*, 332, 32–46. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.06.024>
- Granados-Sánchez, D., & Sánchez-González, A. (2003). Clasificación y ordenación de la vegetación del norte de la Sierra Nevada, a lo largo de un gradiente altitudinal. *Terra Latinoamericana*, 21(3), 321–332. <https://doi.org/10.1093/nar/gkl935>

- Hawkesford, M., Horst, W., Kichey, T., Lambers, H., Schjoerring, J., Møller, I. S., & White, P. (2012). Functions of Macronutrients. En P. B. T.-M. M. N. of H. P. (Third E. Marschner (Ed.) (pp. 135–189). San Diego: Academic Press.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-0-12-384905-2.00006-6>
- Jianxin, X., Li, X., & Zhiyao, S. (2016). Impacts of Forest Gaps on Soil Properties After a Severe Ice Storm in a *Cunninghamia lanceolata* Stand. *Pedosphere*, 26(3), 408–416.
[https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(15\)60053-4](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(15)60053-4)
- Karberg, N. J., Scott, N. A., & Giardina, C. P. (2008). Methods for Estimating Litter Decomposition. *Field Measurements for Forest Carbon Monitoring*, 103–111.
<https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.margeo.2004.04.016>
- Keeney, D. R., & Bremner, J. M. (1966). Determination and Isotope-Ratio Analysis of Different Forms of Nitrogen in Soils: 4. Exchangeable Ammonium, Nitrate, and Nitrite by Direct-Distillation Methods1. *Soil Science Society of America Journal*, 30(5), 583.
<https://doi.org/10.2136/sssaj1966.03615995003000050016x>
- Khan, K. S., Mack, R., Castillo, X., Kaiser, M., & Joergensen, R. G. (2016). Microbial biomass, fungal and bacterial residues, and their relationships to the soil organic matter C/N/P/S ratios. *Geoderma*, 271, 115–123. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.02.019>
- Kutílek, M., & Nielsen, D. R. (2015). The Birth of Soils BT - Soil: The Skin of the Planet Earth. En M. Kutílek & D. R. Nielsen (Eds.) (pp. 31–69). Dordrecht: Springer Netherlands.
https://doi.org/10.1007/978-94-017-9789-4_5
- León, J. D., González, M. I., & Gallardo, J. F. (2011). Ciclos biogeoquímicos en bosques naturales y plantaciones de coníferas en ecosistemas de alta montaña de Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 59(4), 1883–1894.
- Lin, N., Bartsch, N., Heinrichs, S., & Vor, T. (2015). Long-term effects of canopy opening and

liming on leaf litter production, and on leaf litter and fine-root decomposition in a European beech (*Fagus sylvatica* L.) forest. *Forest Ecology and Management*, 338, 183–190.

<https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2014.11.029>

Lopez-Escobar, N. F., Gómez-Guerrero, A., Velázquez-Martínez, A., Fierros-González, A. M., Castruita-Esparza, L. U., & Vera-Castillo, J. A. G. (2017). Reservoirs and nutrient dynamics in two stands of *Pinus montezumae* Lamb. in Tlaxcala, Mexico. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 24(1), 115–129.

<https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2017.09.055>

Marín, L. E., Escolero-Fuentes, O., & Trinidad-Santos, A. (2002). Physical Geography, Hydrogeology, and Forest Soils of the Basin of Mexico BT - Urban Air Pollution and Forests: Resources at Risk in the Mexico City Air Basin. En M. E. Fenn, L. I. de Bauer, & T. Hernández-Tejeda (Eds.) (pp. 44–67). New York, NY: Springer New York.

https://doi.org/10.1007/978-0-387-22520-3_3

Marschner, P., & Rengel, Z. (2012). Nutrient Availability in Soils. En P. B. T.-M. M. N. of H. P. (Third E. Marschner (Ed.) (pp. 315–330). San Diego: Academic Press.

<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-0-12-384905-2.00012-1>

Martínez-Yrizar, A., Álvarez-Sánchez, J., & Maass, M. (2017). Análisis y perspectivas del estudio de los ecosistemas terrestres de México: dinámica hidrológica y flujos de nitrógeno y fósforo. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 88(November), 27–41.

<https://doi.org/10.1016/j.rmb.2017.10.008>

Martínez-Yrizar, A., Núñez, S., & Búrquez, A. (2007). Leaf litter decomposition in a southern Sonoran Desert ecosystem, northwestern Mexico: Effects of habitat and litter quality. *Acta Oecologica*, 32(3), 291–300. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2007.05.010>

Moreno-Valdez, M. E., Domínguez-Gómez, T. G., Alvarado, M. D. S., Guadalupe Colín, J.,

- Corral Rivas, S., & González Rodríguez, H. (2018). Aporte y descomposición de hojarasca en bosques templados de la región de El Salto, Durango. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 9(47), 070–093. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v9i47.180>
- Müller, M., Oelmann, Y., Schickhoff, U., Böhner, J., & Scholten, T. (2017). Himalayan treeline soil and foliar C:N:P stoichiometry indicate nutrient shortage with elevation. *Geoderma*, 291, 21–32. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.12.015>
- Osman, K. T. (2013a). Organic Matter of Forest Soils BT - Forest Soils: Properties and Management. En K. T. Osman (Ed.) (pp. 63–76). Cham: Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-02541-4_4
- Osman, K. T. (2013b). Soil Organic Matter BT - Soils: Principles, Properties and Management. En K. T. Osman (Ed.) (pp. 89–96). Dordrecht: Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-007-5663-2_7
- Persson, T., Rudebeck, A., Jussy, J. H., Colin-Belgrand, M., Priemé, A., Dambrine, E., ... Sjöberg, R. M. (2000). Soil Nitrogen Turnover — Mineralisation, Nitrification and Denitrification in European Forest Soils BT - Carbon and Nitrogen Cycling in European Forest Ecosystems. En E.-D. Schulze (Ed.) (pp. 297–311). Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-642-57219-7_14
- Pinos, J., Studholme, A., Carabajo, A., & Gracia, C. (2017). Leaf Litterfall and Decomposition of *Polylepis reticulata* in the Treeline of the Ecuadorian Andes. *Mountain Research and Development*, 37(1), 87–96. <https://doi.org/10.1659/MRD-JOURNAL-D-16-00004.1>
- Powers, R. F. (1999). On the sustainable productivity of planted forests. *New Forest*, 17(Hermann 1976), 263–306. <https://doi.org/10.1023/a:1006555219130>
- R Core Team. (2017). R: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. Recuperado de <https://cran.r->

project.org/bin/windows/base/old/3.4.0/

- Ramírez-Correa, J. A., Zapata-Duque, C. M., León-Peláez, J. D., & González-Hernández, M. I. (2007). Caída de hojarasca y retorno de nutrientes en bosques montanos andinos. *Interciencia*, 32, 303–311. Recuperado de <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=33932503>
- Reed, S. C., Townsend, A. R., Davidson, E. A., & Cleveland, C. C. (2012). Stoichiometric patterns in foliar nutrient resorption across multiple scales. *New Phytologist*, 196(1), 173–180. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2012.04249.x>
- Rocha-Loredo, A. G., & Ramírez-Marcial, N. (2009). Producción y descomposición de hojarasca en diferentes condiciones sucesionales del bosque de pino-encino en Chiapas, México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 84, 1–12. Recuperado de <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=57712091001>
- Rocha, A. G., & Ramírez, N. (2009). Producción y descomposición de hojarasca en diferentes condiciones sucesionales del bosque de Pino-Encino en Chiapas, México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 1–12. Recuperado de <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=57712091001>
- Rodríguez, C. R., Durán-Zuazo, V. H., Muriel-Fernández, J. L., Martín-Peinado, F. J., & Franco-Tarifa, D. (2009). Litter decomposition and nitrogen release in a sloping Mediterranean subtropical agroecosystem on the coast of Granada (SE, Spain): Effects of floristic and topographic alteration on the slope. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 134, 79–88. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.05.019>
- Rueda, H., Macías, J. L., Arce, J. L., Gardner, J. E., & Layer, P. W. (2013). The ~31 ka rhyolitic Plinian to sub-Plinian eruption of Tlaloc Volcano, Sierra Nevada, central Mexico. *Journal of Volcanology and Geothermal Research*, 252, 73–91. <https://doi.org/10.1016/j.jvolgeores.2012.12.001>

- Rzedowski, J. (1978). Bosque de coníferas. En *Vegetación de México* (pp. 295–327). México: CONABIO. <https://doi.org/10.1007/s13398-014-0173-7.2>
- Salinas, S., & López-Blanco, J. (2010). Geomorphic assessment of the debris avalanche deposit from the Jocotitlán volcano, Central Mexico. *Geomorphology*, *123*(1–2), 142–153. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2010.07.006>
- Schlesinger, W., & Bernhardt, E. (2013). *Biogeochemistry: An analysis of global change* (3rd ed.). Elsevier Inc. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/C2010-0-66291-2>
- Schlesinger, W. H., & Bernhardt, E. S. (2013). The Biosphere. *Biogeochemistry*, (Dukes 2003), 135–172. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-385874-0.00006-6>
- Scott, H. D. (2000). *Soil physics: agricultural and environmental applications*. Ames, Iowa: University Press.
- Servicio Geológico Mexicano. (2002). Carta geológico-minera de la Ciudad de México E14-2 (Edo. de Méx., Tlax., D.F., Pue., Hgo. y Mor.). Pachuca, Hidalgo: Servicio Geológico Mexicano. Recuperado de <https://www.sgm.gob.mx/CartasPdf/GeologicasL.jsp>
- Sun, H., Wang, Q. xia, Liu, N., Li, L., Zhang, C. ge, Liu, Z. bo, & Zhang, Y. yu. (2017). Effects of different leaf litters on the physicochemical properties and bacterial communities in *Panax ginseng*-growing soil. *Applied Soil Ecology*, *111*, 17–24. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2016.11.008>
- Wang, T., Kang, F., Cheng, X., Han, H., Bai, Y., & Ma, J. (2017). Spatial variability of organic carbon and total nitrogen in the soils of a subalpine forested catchment at Mt. Taiyue, China. *Catena*, *155*, 41–52. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.03.004>
- Wei, X., Wang, X., Ma, T., Huang, L., Pu, Q., Hao, M., & Zhang, X. (2017). Distribution and mineralization of organic carbon and nitrogen in forest soils of the southern Tibetan Plateau. *Catena*, *156*(February), 298–304. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.04.016>

- You, C., Wu, F., Yang, W., Tan, B., Yue, K., & Ni, X. (2017). The National Key Forestry Ecology Project has changed the zonal pattern of forest litter production in China. *Forest Ecology and Management*, 399, 37–46. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.05.019>
- Yu, Z., Huang, Z., Wang, M., Liu, R., Zheng, L., Wan, X., ... Lin, T. C. (2015). Nitrogen addition enhances home-field advantage during litter decomposition in subtropical forest plantations. *Soil Biology and Biochemistry*, 90, 188–196. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.07.026>
- Zhang, H., Guo, W., Yu, M., Wang, G. G., & Wu, T. (2018). Latitudinal patterns of leaf N, P stoichiometry and nutrient resorption of *Metasequoia glyptostroboides* along the eastern coastline of China. *Science of the Total Environment*, 618, 1–6. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.030>
- Zhu, X., Liu, W., Chen, H., Deng, Y., Chen, C., & Zeng, H. (2019). Effects of forest transition on litterfall, standing litter and related nutrient returns: Implications for forest management in tropical China. *Geoderma*, 333(May 2018), 123–134. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.07.023>

CAPÍTULO 2. CONTENIDO NUTRIMENTAL EN MASA FOLIAR Y NITRÓGENO INORGÁNICO ABSORBIBLE DEL SUELO SUPERFICIAL EN DOS BOSQUES DE *Pinus hartwegii* LIND. DEL CENTRO DE MÉXICO.

RESUMEN

El objetivo de este estudio fue evaluar el movimiento de nutrientes en masa foliar y la cantidad de nitrógeno inorgánico absorbible del suelo en dos montañas del centro del centro de México. Se consideraron cuatro sitios constituidos por dos niveles altitudinales y dos niveles de exposición en cada montaña. Las mediciones se hicieron en promedio cada 30-40 días, durante un año para estimar el flujo de nutrientes en $\text{kg}^{-1} \text{ha}^{-1} \text{año}^{-1}$. Se utilizó un análisis estadístico de varianza y longitudinal para comprobar las tendencias en los sitios de acuerdo con la exposición y la altitud, y para probar las diferencias estadísticas en una misma fecha. Los resultados mostraron mayores flujos de nutrientes en la montaña Jocotitlán que en Tlálloc. Si bien la cantidad de N es alta en la masa foliar y en el suelo, en ambos sitios la cantidad de P y Mg que circula vía follaje es menor a la reportada para ecosistemas similares. Con excepción del K, los nutrientes de la masa foliar siguen un ritmo estacional con altas y bajas concentraciones en los periodos junio-julio y enero-febrero, respectivamente. Aunque las dos montañas muestran contenidos altos de nitrógeno total en el suelo superficial (0.4%), la montaña Jocotitlán mostró cantidades mayores de N inorgánico absorbible que la montaña Tlálloc. Los resultados sugieren una limitación de nutrientes como el P y Mg, mientras que las cantidades de K son suficientes. La información generada es importante como una línea base para la evaluación del movimiento de nutrientes en bosques de alta montaña en México.

Palabras clave

Nitrato, amonio, mantillo, *Pinus hartwegii*, altitud, exposición.

ABSTRACT

This study aimed to evaluate the movement of nutrients in leaf mass and the amount of absorbable inorganic nitrogen in the soil surface at two mountains in central Mexico. Four sites were considered involving two altitudinal levels and two aspect levels in each mountain. The measurements were made on average every 30-40 days, during a year to estimate the flow of nutrients in $\text{kg}^{-1} \text{ha}^{-1} \text{year}^{-1}$. A statistical analysis of variance and longitudinal analysis was used to check the trends in the sites according to exposure and altitude, and to test the statistical differences in the same date. The results showed higher nutrient flows in the Jocotitlán Mountain than in Tláloc. Although the amount of N is high in the foliar mass and in the soil, in both sites the amount of P and Mg that circulates via foliage is lower than that reported for similar ecosystems. With the exception of K, the nutrients of the foliar mass follow a seasonal rhythm with high and low concentrations in the periods June-July and January-February, respectively. Although the two mountains show high total nitrogen contents in the surface soil (0.4%), the Jocotitlán Mountain showed greater amounts of absorbable inorganic N than the Tlaloc Mountain. The results suggest a limitation of nutrients such as P and Mg, while the amounts of K are sufficient. The information generated is important as a baseline for the evaluation of nutrient movement in high mountain forests in Mexico.

Keywords

Nitrate, ammonium, litter, *Pinus hartwegii*, altitude, aspect.

INTRODUCCIÓN

El destino de la masa foliar que se produce en los bosques es el piso forestal (mantillo), el cual representa una reserva de nutrientes que a través de procesos de descomposición regresa al suelo mineral. La calidad del mantillo varía con las especies vegetales presentes y su composición química, por ejemplo, contenido de nitrógeno (N), fósforo (P), lignina, aminoácidos y bases, la relación Carbono/Nitrógeno y la relación lignina/N; la densidad del arbolado y la fenología influyen en la cantidad de masa foliar producida (Bangroo, Najjar, y Rasool, 2017; Binkley y Fisher, 2013; Carrasco, Cabaneiro, y Fernandez, 2017; Drewnik, Musielok, Stolarczyk, Mitka, y Gus, 2016; Sun et al., 2017; You et al., 2017). Por otra parte, las condiciones topográficas del sitio influyen en sus características micro-climáticas, las cuales son importantes para determinar la tasa de movimiento de nutrientes dentro de los reservorios de un bosque (De Long et al., 2016; Friesen, Dunn, y Freeman, 2018; Jianxin, Li, y Zhiyao, 2016).

La producción de mantillo puede representar hasta el 50% de la productividad primaria neta aérea de un bosque, dependiendo de la estructura y edad del mismo (Schlesinger y Bernhardt, 2013), y la descomposición del mantillo puede representar hasta el 70% del flujo de carbono en ecosistemas forestales (Cizungu et al., 2014; Djukic et al., 2018; Lin, Bartsch, Heinrichs, y Vor, 2015); empero, la absorción de nutrientes por la vegetación, depende de la velocidad con la que quedan éstos disponibles en la solución del suelo (González, Lodge, Richardson, y Richardson, 2014). El mantillo de bosques de coníferas posee más sustancias recalcitrantes y menos bases como Ca y Mg en comparación con especies latifoliadas o ecosistemas tropicales (Wei et al., 2017).

Por otro lado, el N es el principal elemento que limita la productividad en los ecosistemas forestales. La cantidad inicial de N en el mantillo se correlaciona positivamente con la descomposición del mismo y también con la cantidad de nitrógeno potencialmente mineralizable

(Cotrufo, Miller, y Zeller, 2000; Yu et al., 2015). Así, a mayor cantidad de N en los residuos orgánicos que componen la masa foliar, mayor actividad microbiana y tasa de mineralización.

El N es un elemento esencial para las plantas, y aunque comparado con el C su concentración en el tejido vegetal es bajo, ambos elementos mantienen una estrecha relación ya que a mayor disponibilidad de N, mayor productividad y fijación de C (Hawkesford et al., 2012; Wang et al., 2017). A pesar del alto contenido de N en la atmósfera, este reservorio no está disponible para las plantas, excepto por procesos muy específicos como la simbiosis entre bacterias especializadas capaces de aprovechar el N atmosférico y las plantas (Hawkesford et al., 2012; Marschner y Rengel, 2012).

En México, existe poca información sobre el contenido nutrimental del mantillo en bosques de alta montaña. En muchos casos se recurre a la experiencia de trabajos realizados en otras partes del mundo. Sin embargo, dada la variabilidad climática reciente se requiere de más estudios para saber cómo responderán los ecosistemas forestales a dichos cambios (Gómez-Guerrero y Doane, 2018; Reed, Townsend, Davidson, y Cleveland, 2012). El objetivo central de este trabajo es subsanar la falta de información en este tópico para ecosistemas de montaña en México (Martínez-Yrizar, Álvarez-Sánchez, y Maass, 2017), en particular aquellos cercanos al límite altitudinal arbóreo.

Para lograr lo anterior, se hizo una estimación de la masa de nutrientes en el follaje que regresa al piso forestal en dos montañas del centro de México, monte Jocotitlán y monte Tláloc, de acuerdo con la variación en altitud y en la exposición de la ladera; también, se estimó de la cantidad de N inorgánico absorbible del suelo superficial en los dos ecosistemas de montaña mencionados. La información generada es importante para saber cómo responden los bosques ante la variación climática y generar información básica para fines de modelación de la vegetación forestal ante el cambio climático.

MATERIALES Y MÉTODOS

La investigación se llevó a cabo en dos elevaciones montañosas del centro de México, la montaña Jocotitlán (MJo), localizada entre los municipios de Atlacomulco y Jocotitlán (Figura 10), y la montaña Tláloc (MTl) localizada en el municipio de Texcoco de Mora, los tres pertenecientes al Estado de México (Figura 11). La MJo, se localiza en el sector central del Cinturón Volcánico Transmexicano, se formó durante el cuaternario-pleistoceno por lavas de andesita y dacita con depósitos piroclásticos intercalados (Dufresne, Salinas, y Siebe, 2010; Salinas y López-Blanco, 2010); el clima predominante en la región es C(w2), templado subhúmedo con lluvias en verano (García, 2004). La MTl, se localiza al norte de la Sierra Nevada, se originó durante el pleistoceno tardío y se conforma principalmente por andesitas-dacitas y tobas-andesitas (García-Tovar y Martínez-Serrano, 2011; Rueda, Macías, Arce, Gardner, y Layer, 2013); el clima predominante en la región es templado subhúmedo con lluvias en verano, C(w1) y C(w2) (García, 2008). En ambas elevaciones existen bosques de *Pinus hartwegii* Lindl. a partir de los 3,500 m de altitud y hasta los 4000 m sobre el nivel mar aproximadamente (Granados-Sánchez y Sánchez-González, 2003; Rzedowski, 1978).

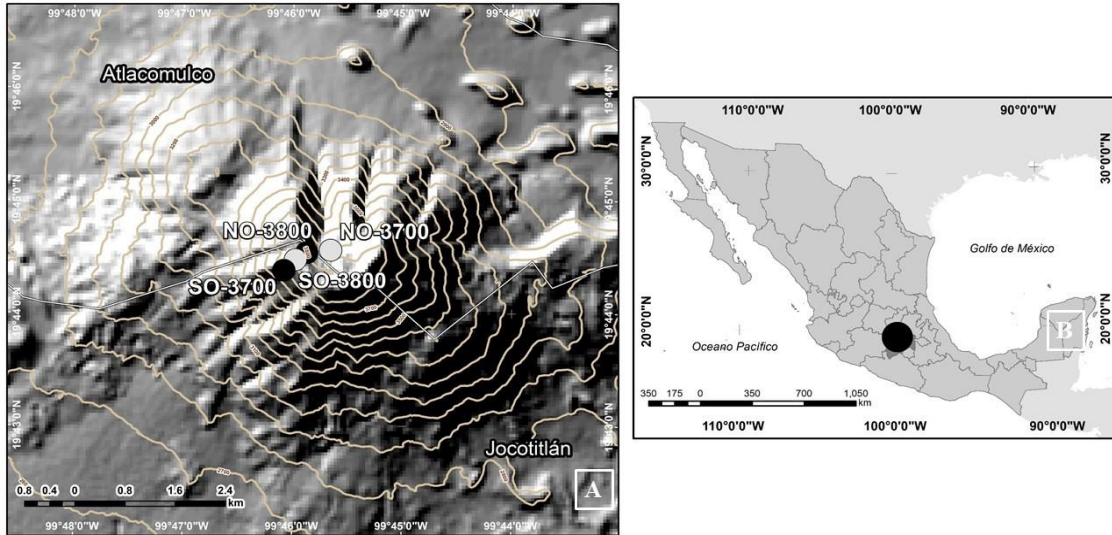


Figura 10. Montaña Jocotitlán. A) Localización de los sitios de colecta. B) Macro-localización de la montaña Jocotitlán.

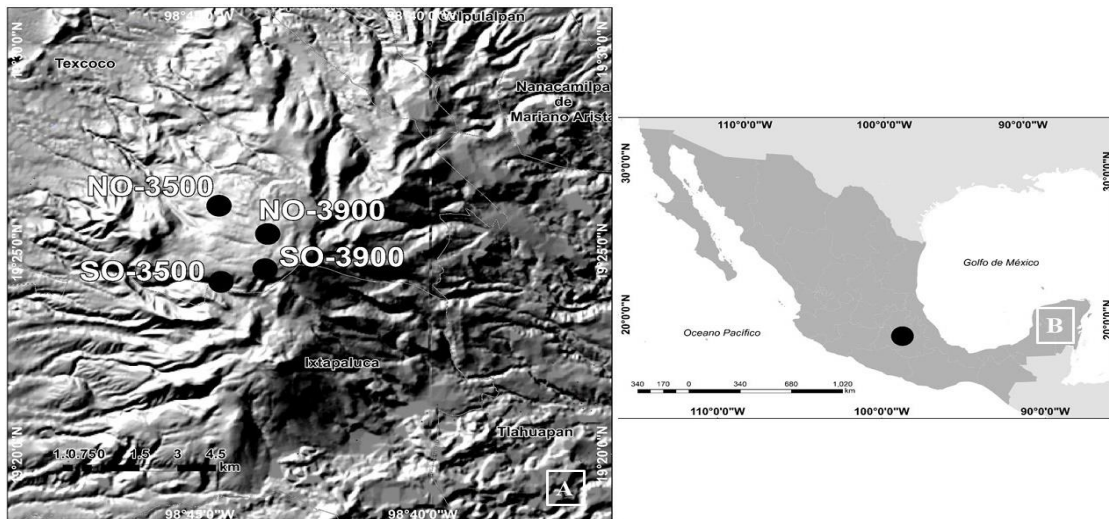


Figura 11. Montaña Tláloc. A) Localización de los sitios de colecta. B) Macro-localización de la montaña Tláloc.

En ambas montañas se establecieron cuatro sitios de muestreo periódico, con base en la exposición de la ladera y la altitud. Si bien, no fue posible encontrar la misma combinación de altitudes y exposiciones en ambas montañas, en ambos casos se consideraron dos niveles de altitud y dos niveles de exposición. El Cuadro 2, muestra la distribución de sitios por montaña. En cada sitio se

instaló un sensor de datos (Datalogger, HoBo[®], USA) para registrar la temperatura y humedad relativa en intervalos de 4 h, de abril 2017 a junio 2018.

Cuadro 2 Sitios de colecta de follaje de *Pinus hartwegii* en Jocotitlán y Tláloc ubicados en el Estado de México..

Elevación	Sitio	Altitud ^a	Exposición ^b	Latitud (°)	Longitud (°)	TMA (°C) ^c
Jocotitlán	NO-3800	3,800	NO	19.742288	-99.764509	6.71
	SO-3800	3,800	SO	19.741245	-99.766223	7.27
	NO-3700	3,700	NO	19.742657	-99.760884	7.27
	SO-3700	3,700	SO	19.739662	-99.767993	7.92
Tláloc	NO-3900	3,900	NO	19.423955	-98.724462	6.02
	NO-3500	3,500	NO	19.416067	-98.725776	7.09
	SO-3900	3,900	SO	19.725487	-98.725487	6.79
	SO-3500	3,500	SO	19.404452	-98.741909	8.53

^a La posición altitudinal exacta de los sitios tiene una variación de ± 12 m.

^b NO=Noroeste; SO=Suroeste

^c Temperatura media anual (°C)

Producción de masa foliar y contenido nutrimental en mantillo

Para estimar la masa de acículas de *Pinus hartwegii* que se incorporó al suelo, en cada sitio de muestreo se establecieron tres trampas de 30 cm de diámetro a nivel del suelo, para un total de 12 trampas en cada montaña. La colecta de acículas se programó mensualmente, de junio del 2017 a junio del 2018, aunque por razones de disponibilidad de recursos y accesibilidad de caminos, en algunos casos el tiempo para la colecta fue más amplio. Las trampas se colocaron cada 5 m de manera lineal, siguiendo en la medida de la posible, la curva de nivel en cada sitio. Las muestras de acículas se secaron a 70 °C a peso constante en estufa de convección (FX 19, Shel Lab[®], USA) y se pesaron con una balanza digital (Scout Pro con precisión 0.01g, Ohaus[®] USA).

En el tejido de acículas seco se determinaron las concentraciones de N, P y K. Para lo anterior se realizó digestión húmeda con una mezcla de H₂SO₄:HNO₃:H₂O₂ (relaciones 2:1:1, v:v:v), a 190 °C. El digestado resultante se aforó a 25 mL con agua desionizada y se filtró con papel de poro medio. Una alícuota de 10 mL fue utilizada para la determinación de N usando el método micro-Kjeldahl (Bremen, 1965). En el resto de la muestra se determinaron las concentraciones de P, K,

Ca y Mg en un equipo de espectrometría de emisión e inducción por plasma (Agilent 725 Series ICP-OES (Borrero Tamayo et al., 2017); finalmente, se multiplicó el peso seco de la muestra de acículas por la concentración de cada nutrimento y se extrapolaó a $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ como se muestra posteriormente.

Nitrógeno inorgánico absorbible y contenido de humedad en suelo mineral

A lo largo de las trampas para follaje, se colectaron también muestras de suelo de junio del 2017 a junio del 2018. Las muestras de suelo se colectaron en los primeros 10 cm de suelo mineral, evitando la presencia de herbáceas para minimizar la variación de N inorgánico por la absorción de la vegetación cercana. En ambas montañas la estructura de la vegetación es arbórea y existe sobre el piso un estrato de pasto, cuando la cobertura es abierta.

Las muestras de suelo se colocaron en bolsas herméticas de plástico de doble cierre; en el laboratorio se tomó una sub-muestra, para determinar el contenido de humedad (Scott, 2000). El secado del suelo se realizó en un horno de secado y esterilización (9010, Binder[®], DEU) a 105 °C hasta alcanzar peso constante.

La extracción de N inorgánico se hizo en muestras de 10 g de suelo usando como extractante KCl 1.5 M. La muestra se filtró sobre embudos y papel filtro marca Whatman No.1 de 150 mm de diámetro. El filtrado se almacenó a 2 °C hasta su análisis. La determinación de N inorgánico absorbible, se realizó con el método micro-Kjeldahl, mediante destilación por arrastre de vapor, como lo indica el método AS-08, establecido en la NOM-021-SEMARNAT-2000.

Los cálculos para determinar la cantidad de NO_3^- y NH_4^+ , se realizaron mediante la expresión:

$$N - \text{NH}_4^+, N - \text{NO}_3^-(\text{ppm}) = \frac{(V_m - V_b)(14)(N_{ac})(V_{ext})(1000)}{(g)(a)}$$

Donde V_m y V_b , son los mililitros de ácido sulfúrico en ml (H_2SO_4) gastados en la titulación de la muestra y el blanco respectivamente, 14 es el peso molecular del N; N_{ac} es la normalidad del H_2SO_4 utilizado (0.01 N), V_{ext} es el volumen del extractante (ml), a es la alícuota de la muestra destilada (10 ml), g es el peso de la muestra de suelo en gramos y 1000 es el factor de conversión a ppm (Keeney y Bremner, 1966).

Análisis estadístico

Se realizaron análisis de varianza simple (ANAVA) y múltiple (MANOVA) por montaña, para identificar diferencias entre los sitios de muestreo en cada elevación, así como un análisis de tendencias con medidas repetidas para cada variable en ambas elevaciones (Arnau-Gras, 2007; Fitzmaurice, 2004), los análisis se realizaron con el Software R (3.4.0) (R Core Team, 2017).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los valores de la masa foliar obtenidos en este estudio se muestran en el Cuadro 3. Se encontraron diferencias significativas en el aporte promedio de masa foliar en los cuatro sitios de la montaña Jocotitlán en al menos tres fechas de colecta; mientras que, en la montaña Tlálloc, no se encontraron diferencias estadísticamente significativas, para los cuatro sitios y entre fechas de colecta durante el periodo de estudio. En la montaña Jocotitlán, los meses con diferencias en el aporte de masa foliar fueron julio del 2017 ($p \leq 0.036$), diciembre del 2017 ($p \leq 0.036$) y junio del 2018 ($p \leq 0.036$). Los sitios con exposición NO de la montaña Jocotitlán, de ambas altitudes 3800 y 3700 msnm, fueron los de mayor aporte de masa foliar durante los meses de julio del 2017 ($3,045.16 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) y junio del 2018 ($3,404.08 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$), respectivamente (Anexo 1).

Cuadro 3. Valores medios por fecha de masa foliar, contenido de nutrientes en masa foliar y suelo superficial, y nitrógeno inorgánico absorbible en Jocotitlán y Tlálóc

Fecha de colecta	Elevación	Aporte de masa foliar kg·ha ⁻¹	Contenido nutrimental en masa foliar en kg·ha ⁻¹					Parámetros químicos en suelo mineral						
			N	P	K	Ca	Mg	Nt (%)	P (ppm)	K	Ca mol/kg	Mg	NH ₄ ⁺ (ppm)	NO ₃ ⁻ (ppm)
Julio-17	Jocotitlán	2,416.14	18.40	1.22	1.71	5.44	1.20	0.29	2.21	4.09	0.33	0.23	21.23	28.60
	Tlálóc	1,809.45	13.66	0.79	1.73	3.83	1.00	0.46	3.76	4.82	0.63	0.16	9.76	27.71
Agosto-17	Jocotitlán	1,203.11	11.43	0.55	0.57	3.21	0.64	0.32	2.60	4.22	0.33	0.23	5.83	17.01
	Tlálóc	341.71	2.81	0.16	0.30	0.88	0.20	0.44	3.20	4.88	0.56	0.09	13.38	14.42
Septiembre-17	Jocotitlán	1,877.56	19.68	0.84	0.94	4.77	0.79	0.62	4.71	0.31	2.48	0.30	11.33	43.15
	Tlálóc	717.64	5.68	0.31	0.68	1.49	0.45	0.37	1.66	0.30	3.31	0.53	16.92	19.26
Octubre-17	Jocotitlán	1,673.36	16.79	0.75	0.94	4.02	0.71	0.33	2.36	4.37	0.30	0.15	15.48	27.55
	Tlálóc	566.56	4.68	0.30	0.41	1.28	0.37	0.40	3.54	4.79	0.59	0.07	12.10	22.72
Diciembre-17	Jocotitlán	995.49	9.19	0.46	0.75	1.98	0.48	0.30	2.40	4.46	0.29	0.12	20.53	58.35
	Tlálóc	279.86	1.95	0.12	0.32	0.53	0.18	0.47	3.65	4.93	0.65	0.08	21.09	44.94
Enero-18	Jocotitlán	785.28	7.11	0.33	0.73	1.45	0.41	0.60	4.71	0.32	2.59	0.33	24.17	17.90
	Tlálóc	373.81	2.70	0.15	0.53	0.58	0.26	0.38	2.39	0.43	3.47	0.59	6.31	21.21
Marzo-18	Jocotitlán	820.33	6.06	0.27	0.90	1.36	0.43	0.35	2.03	4.36	0.22	0.09	10.82	30.92
	Tlálóc	630.30	5.12	0.27	0.88	1.02	0.45	0.35	3.82	5.06	0.68	0.07	14.73	38.87
Abril-18	Jocotitlán	1,117.78	7.86	0.49	1.11	2.19	0.60	0.59	3.61	0.25	2.42	0.26	10.90	20.23
	Tlálóc	1,141.38	9.29	0.58	1.59	2.29	0.85	0.41	3.31	5.05	0.60	0.08	8.15	25.64
Junio-2018	Jocotitlán	2,393.71	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Tlálóc	1,402.23	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Estimado anual	Jocotitlán	13,282.76	96.52	4.91	7.65	24.2	5.26	-	-	-	-	-	-	-
	Tlálóc	7,549.76	45.89	2.68	6.44	11.9	3.76	-	-	-	-	-	-	-

Contenido nutrimental en masa foliar y suelo mineral

El Cuadro 3, muestra los valores del contenido nutrimental en las acículas, se encontraron diferencias significativas en el contenido de nutrimentos en masa foliar durante el periodo de estudio (Figuras 12 y 13) en ambas montañas. El contenido de N total en la masa foliar varió significativamente entre los meses de agosto del 2017 ($p \leq 0.002$) en el sitio SO-3700 y diciembre del 2017 en el sitio SO-3800 ($p \leq 0.03$) del monte Jocotitlán (Figura 14).; mientras que, en la montaña Tláloc el sitio NO-3500 fue el que mostró mayor cantidad de N en masa foliar durante los meses de abril y junio del 2018 ($p \leq 0.01$) (Figura 15).

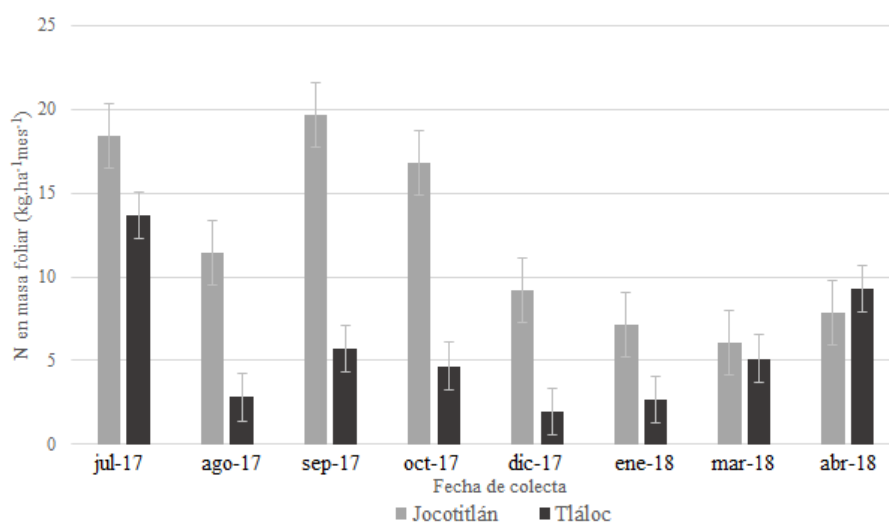


Figura 12. N total mensual en masa foliar ($\text{kg.ha}^{-1}.\text{mes}^{-1}$) en Jocotitlán y Tláloc.

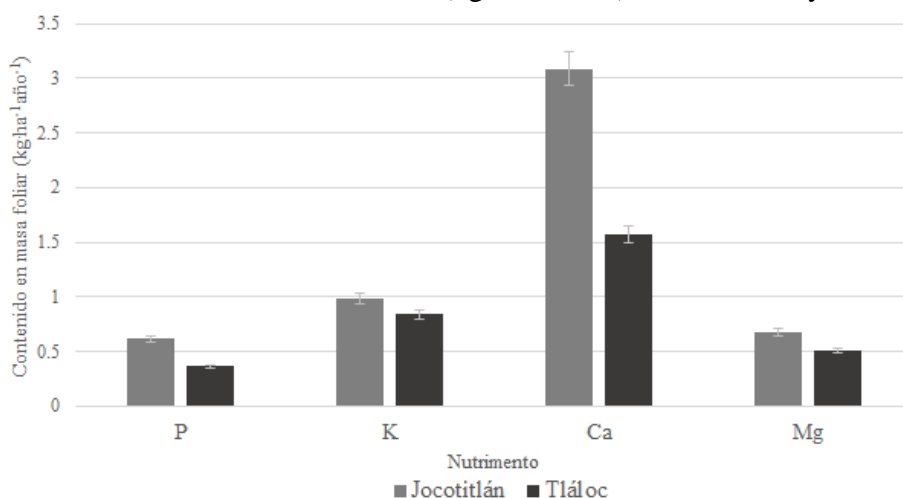


Figura 13. Contenido promedio anual de P, K, Ca y Mg en biomasa foliar en Jocotitlán y Tláloc ($\text{kg.ha}^{-1}.\text{año}^{-1}$).

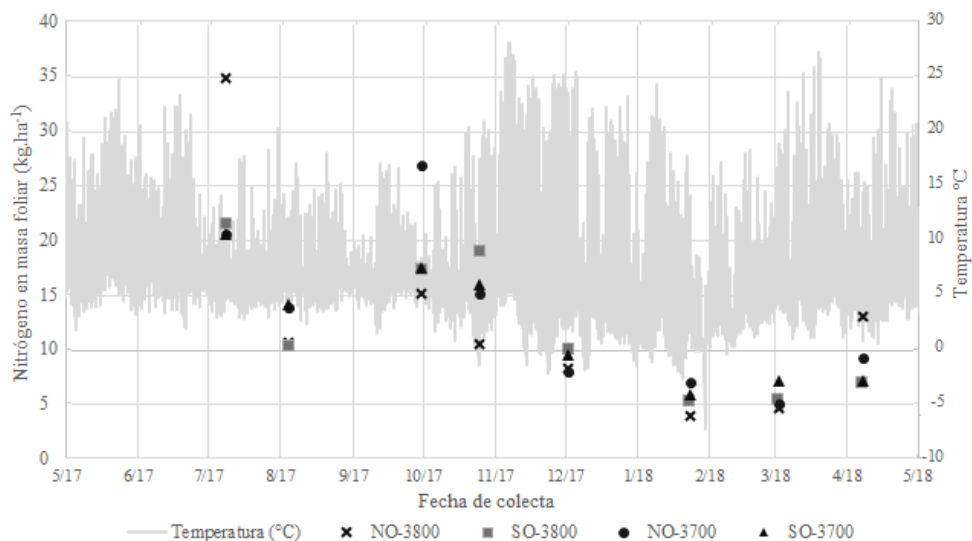


Figura 14. Contenido de nitrógeno (N) en masa foliar por sitio de colecta en Jocotitlán

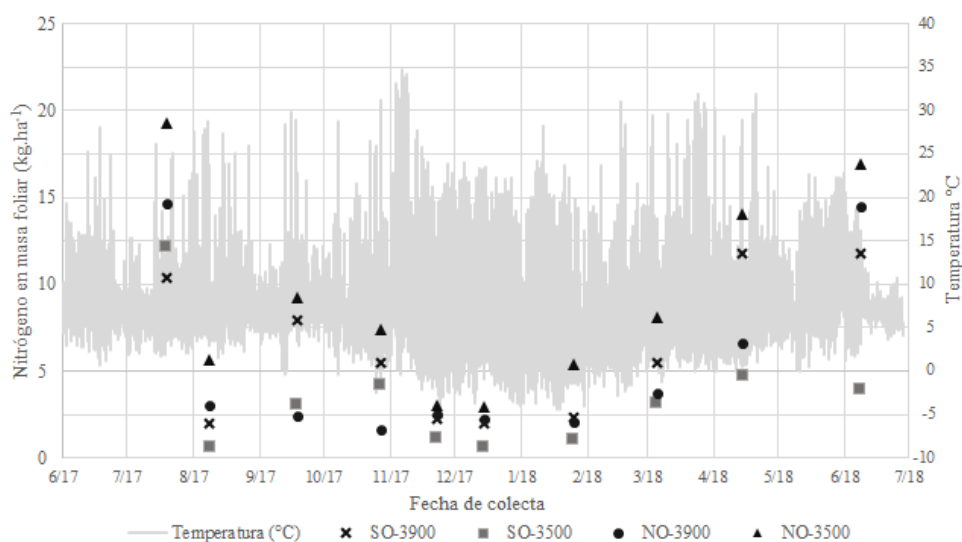


Figura 15. Contenido de nitrógeno (N) en masa foliar por sitio de colecta en Tlálloc
*El fondo en gris representa la variación media en temperatura de cada montaña.

En la montaña Jocotitlán el sitio NO-3800 mostró mayor contenido de nutrimento P durante el mes de julio del 2017 ($p \leq 0.01$) (Figura 16), mientras que en la montaña Tlálloc, el P (Figura 17), mostró diferencias estadísticas durante el mes de agosto del 2017 en el sitio NO-3500 ($p \leq 0.02$) En la montaña Jocotitlán, las mayores entradas de P fueron de julio a noviembre y las menores en febrero. En la montaña Tlálloc los meses de mayor entrada de P fueron en junio y julio y el menor ingreso de P en diciembre. Los resultados en ambas montañas son un reflejo de la actividad de la vegetación, ya que, en la época de

invierno hubo menor aportación de nutrientes. La cantidad máxima de entrada de P en masa foliar es de aproximadamente 1.4 kg ha^{-1} , lo cual indica la importancia de la caída de masa foliar para asegurar la disponibilidad de P en el ecosistema (Binkley y Fisher, 2013).

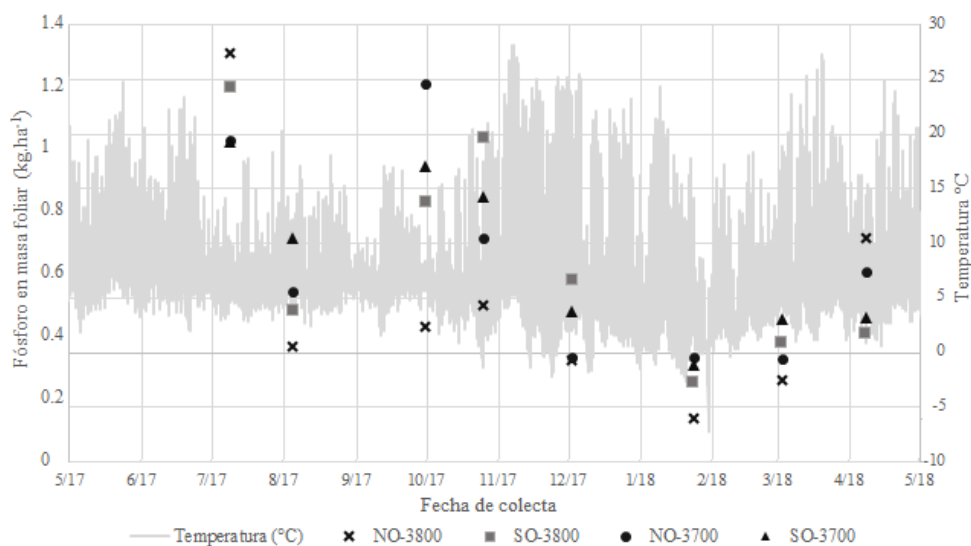


Figura 16. Contenido de fósforo (P) en masa foliar por sitio y fecha de colecta en Jocotitlán

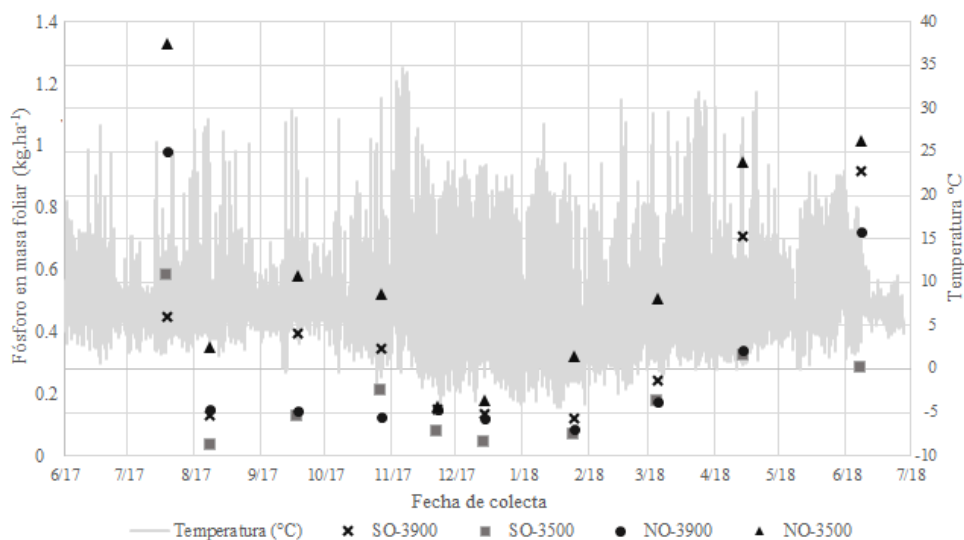


Figura 17. Contenido de fósforo (P) en masa foliar por sitio y fecha de colecta en Tláloc
*El fondo en gris representa la variación media de temperatura de cada montaña.

El contenido de K mostró un incremento significativo durante el mes de octubre del 2017 en el sitio SO-3700, de la montaña Jocotitlán ($p \leq 0.001$) (Figura 18); mientras que, en la montaña Tláloc el contenido de K fue mayor ($p \leq 0.001$) en el sitio NO-3500 durante el

mes de abril del 2018 (Figura 19). A diferencia de otros nutrientes, el K mostró un patrón menos definido en el año, en particular en la montaña Jocotitlán, lo que indica que el K está menos ligado a la biomasa y es más susceptible de ser lixiviado, lo que genera mayor variación en su contenido a lo largo del año (Schlesinger y Bernhardt, 2013)

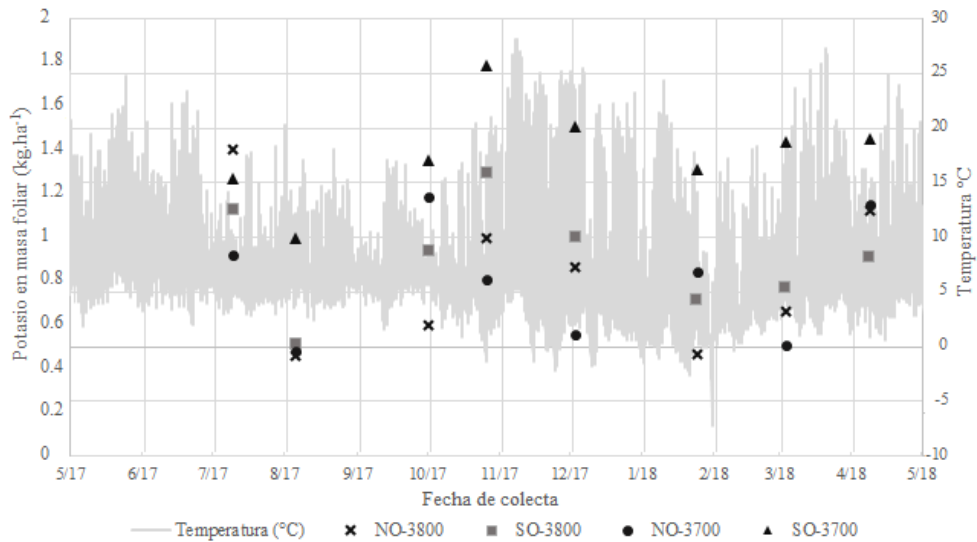


Figura 18. Contenido de potasio (K) en masa foliar por sitio y fecha de colecta en Jocotitlán.

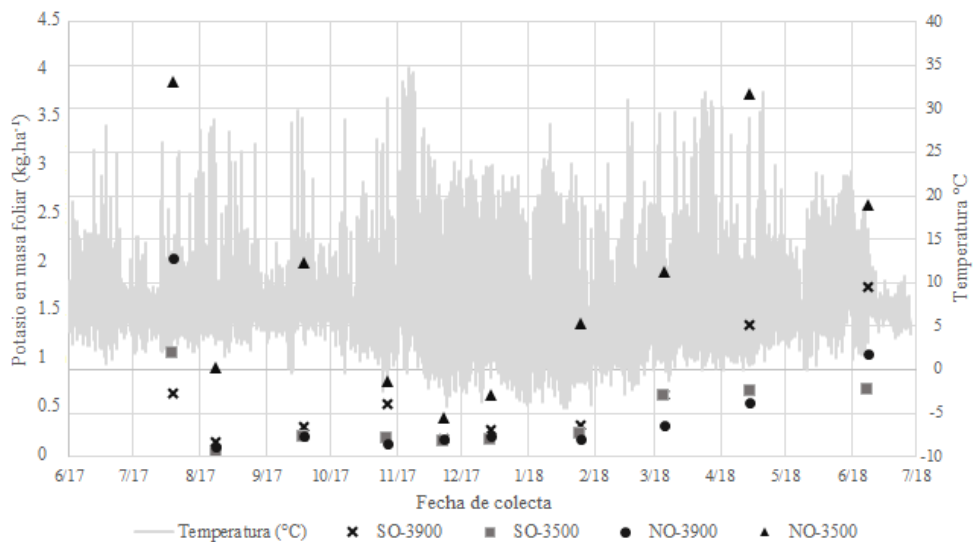


Figura 19. Contenido de potasio (K) en masa foliar por sitio y fecha de colecta en Tláloc.

*El fondo en gris representa la variación media en temperatura de cada montaña.

En Jocotitlán, la masa de Ca (Figura 20) mostró diferencias en el mes de diciembre del 2017 ($p \leq 0.02$) en el sitio SO-3700; en el monte Tláloc el sitio NO-3500 fue el de mayor

contenido de dicho nutrimento en masa foliar durante los meses de abril y junio del 2018 ($p \leq 0.005$) (Figura 21). En general, las mayores cantidades de Ca se observaron de julio a noviembre, lo cual se explica porque es el periodo en el que las acículas van alcanzando su madurez y a nivel de pared celular es cuando se logra el mayor depósito de Ca (Powers, 1999).

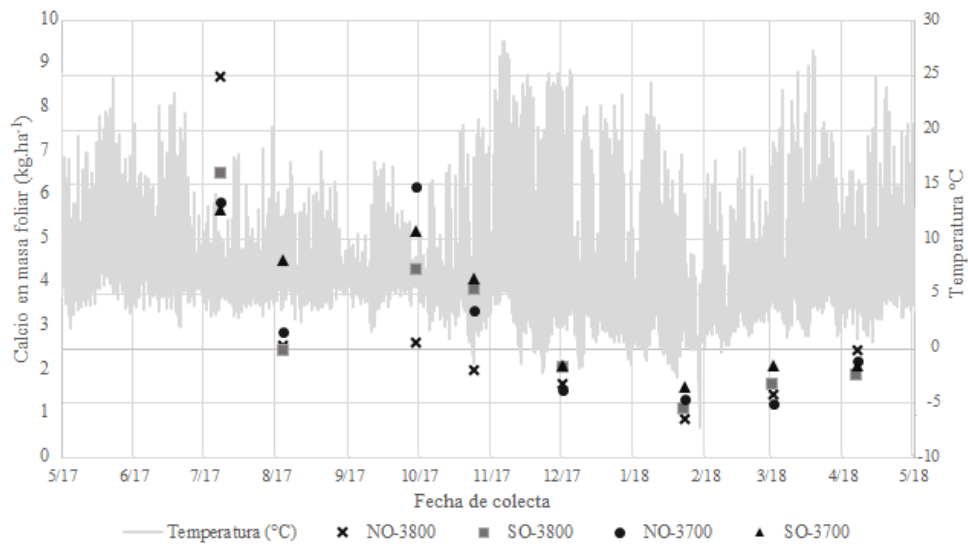


Figura 20. Contenido de calcio (Ca) en masa foliar por sitio y fecha de colecta en Jocotitlán.

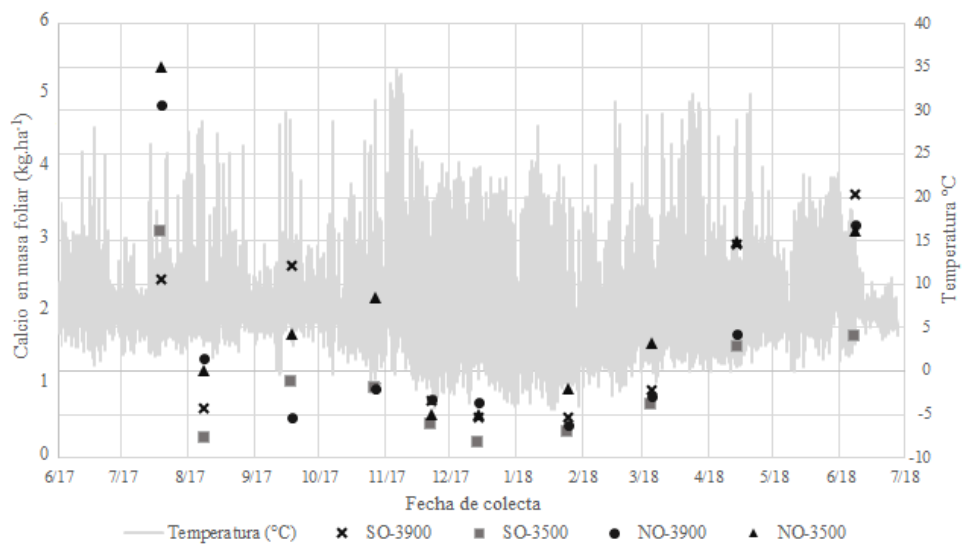


Figura 21. Contenido de calcio (Ca) en masa foliar por sitio y fecha de colecta en Tlálloc.

*El fondo en gris representa la variación media en temperatura de cada montaña.

Finalmente, el contenido de Mg mostró diferencias significativas en los meses de septiembre del 2017 ($p \leq 0.003$) y enero del 2018 ($p \leq 0.03$) en el sitio SO-3700 en la montaña Jocotitlán (Figura 22); mientras que, en la montaña Tláloc el contenido de Mg mostró diferencias significativas en los sitios con exposición NO ($p \leq 0.03$) durante abril del 2018, se destaca el sitio NO-3500, al presentar el mayor contenido de dicho nutrimento en las muestras de follaje colectadas (Figura 23).

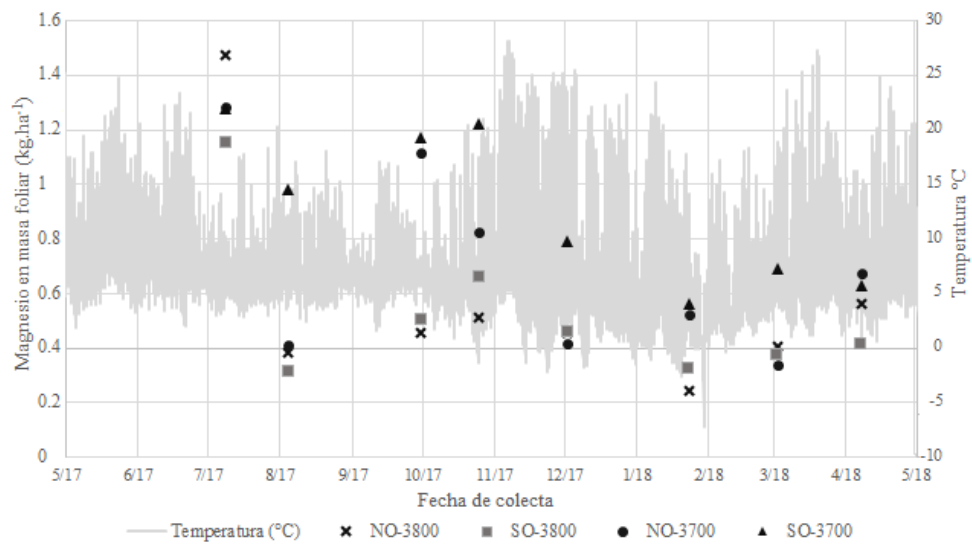


Figura 22. Contenido de magnesio (Mg) en masa foliar por sitio y fecha de colecta en Jocotitlán.

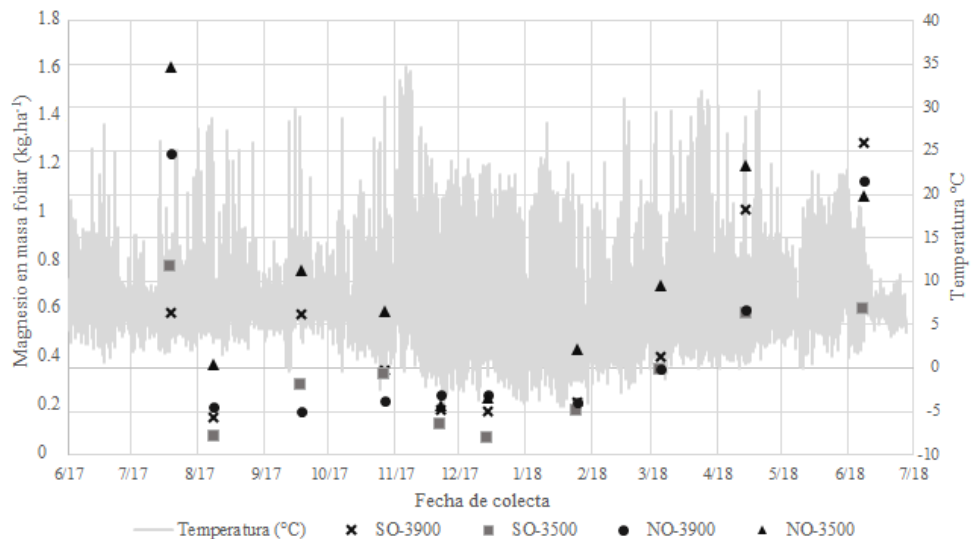


Figura 23. Contenido de magnesio (Mg) en masa foliar por sitio y fecha de colecta en Tláloc.

*El fondo en gris representa la variación media en temperatura de cada montaña.

La cantidad de N que regresa al suelo vía masa foliar en ambas montañas osciló entre 45 y 96 kg ha⁻¹ año⁻¹, lo que es un resultado esperado ya que en los bosques naturales se esperan flujos entre 25 y 170 kg ha⁻¹ año⁻¹ (Binkley y Fisher, 2013); sin embargo, destaca el movimiento de N más intenso en Jocotitlán que supera al de la montaña Tlálloc. Con relación al P, la masa de nutrientes que circula vía foliar es entre 4 y 6 kg ha⁻¹ año⁻¹, un valor cercano al observado en Jocotitlán. En general se observó movimiento de mayor masa de nutrientes en Jocotitlán con respecto a Tlálloc.

La relación entre nutrientes es importante porque indica la estequiometría de nutrientes en masa foliar, tales como la reabsorción y disponibilidad de los mismos por las plantas (Zhang, Guo, Yu, Wang, y Wu, 2018). Así, las relaciones N:P, N:K, N:Ca y N:Mg en la masa foliar, mostraron diferencias estadísticas significativas entre los dos niveles altitudinales. Dentro de los sitios en cada elevación, se presentaron las siguientes tendencias. En Tlálloc, la relación N:K mostró diferencias en los sitios de colecta SO-3900 y NO-3500 en los meses de julio y agosto 2017; mientras que en Jocotitlán la relación N:P mostró fluctuaciones en septiembre 2017 y enero 2018 en el sitio NO-3800 principalmente la relación N:K fue mayor en el sitio NO-3700 durante julio y agosto de 2017, la relación N:Ca mostró diferencias significativas en el sitio NO-3800 y NO-3700 en septiembre 2017 y enero 2018 respectivamente, finalmente la relación N:Mg mostró diferencias en el sitio SO-3800 en los meses de agosto y septiembre de 2017 (Cuadro 4).

Cuadro 4. Comparación (p-values) entre sitios de colecta para identificar diferencias significativas en Jocotitlán y Tlálloc

Elevación	Sitios	N:P	N:K	N:Ca	N:Mg
Jocotitlán	NO-3800/SO-3800	< 0.0001	0.8722	0.5694	0.4463
	NO-3800/NO-3700	0.0030	0.7195	0.9731	0.2773
	NO-3800/SO-3700	0.0001	0.0007	0.0333	0.0001
	SO-3800/NO-3700	0.6660	0.2744	0.3173	0.0074
	SO-3800/SO-3700	0.9999	0.0078	0.4377	< 0.0001
Tlálloc	NO-3700/SO-3700	0.7213	< 0.0001	0.0101	0.0290
	SO-3900/SO-3500	0.4981	0.2698	0.1227	0.3158
	SO-3900/NO-3900	0.5343	0.7225	0.2904	0.4283
	SO-3900/NO-3500	0.5510	0.0299	0.9912	0.6432

SO-3500/NO-3900	0.9999	0.8664	0.9694	0.9970
SO-3500/NO-3500	0.9999	0.7475	0.2286	0.9508
NO-3900/NO-3500	0.9999	0.2935	0.4608	0.9874

Valores estadísticamente significativos $p \leq 0.05$

En promedio, la relación de N con los nutrimentos fue $P > Mg > K > Ca$ con valores de 26, 15, 11 y 4 en Tlálloc, y de 20, 19, 13 y 4 para Jocotitlán, respectivamente. Müller et al. (2017), muestran valores promedio en la relación N:P en masa foliar de bosques alpinos de 12.07; por lo anterior, los valores del orden de 20 a 26 en las montañas estudiadas indican contenidos más bajos de P y por lo tanto muestran la susceptibilidad de alteración del ciclo del P para las montañas del centro de México analizadas en el presente trabajo. Binkley (1993), reporta como valores óptimos en coníferas para las relaciones N:P =14, N:Mg =6, N:K=45 y N:Ca= 6. Tomando como referencia estos valores, se deduce que en las dos montañas estudiadas las concentraciones de P, Mg y K, fueron más bajas de las esperadas, mientras que, las concentraciones de Ca fueron más altas de las esperadas. Es conveniente resaltar, que la comparación de relaciones de nutrientes con especies arbóreas de otras latitudes, tiene la desventaja de involucrar suelos de diferente mineralogía y por tanto las relaciones entre los nutrientes pueden variar. Por lo anterior, los resultados de este estudio, son una contribución importante, ya que muestran los primeros datos para montañas del centro de México. Asimismo, Müller et al. (2017) y Zhang et al. (2018) afirman que la cantidad, proporción y disponibilidad de nutrimentos en el follaje y en el suelo mineral, se encuentran estrechamente relacionadas con las condiciones ambientales producto de la geografía del entorno; por ejemplo ambos autores identificaron disminución en la cantidad de P conforme se incrementa la altitud, con lo que sugieren poca disponibilidad de nutrientes con un incremento de la altitud.

Nitrógeno inorgánico absorbible en suelo mineral

El ANAVA mostró diferencias significativas en la concentración de nitrógeno inorgánico absorbible del suelo superficial en ambas montañas (Figura 24).

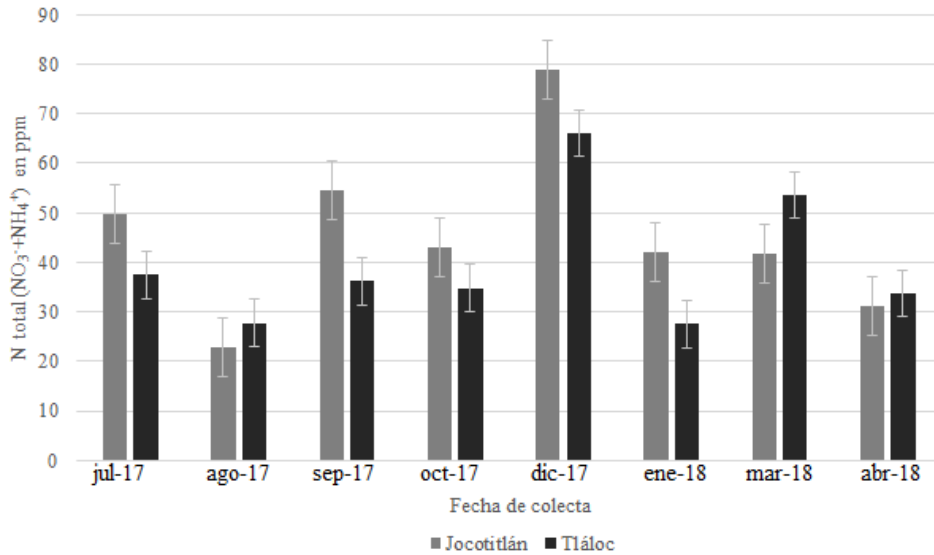


Figura 24. Media mensual de nitrógeno inorgánico absorbible total ($\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$ ppm) en Jocotitlán y Tlálóc por fecha de colecta.

La concentración de amonio (NH_4^+) varió en cada elevación por fecha de colecta. En la montaña Tlálóc los meses con diferencias significativas, respecto a la media, fueron noviembre y diciembre del 2017 ($p \leq 0.001$) y enero del 2018 ($p \leq 0.001$) (Figura 25), mientras que en la montaña Jocotitlán el NH_4^+ mostró diferencias en los meses de agosto del 2017, enero y junio del 2018 ($p \leq 0.001$) entre los sitios NO-3800 y el sitio SO-3700 respecto a la media (Figura 26).

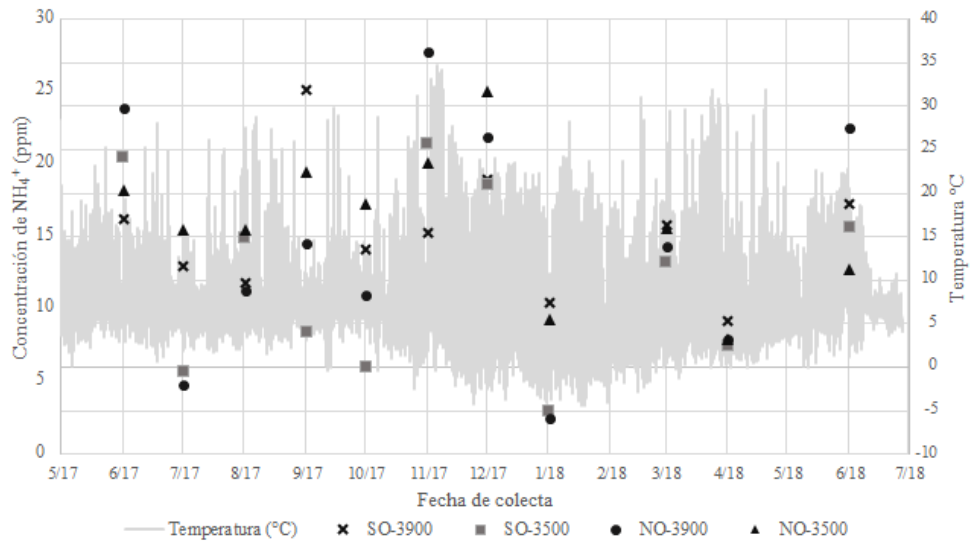


Figura 25. Concentración media mensual de NH_4^+ (ppm) en muestras de suelo superficial por sitio y fecha de colecta en la Montaña Tlálloc.

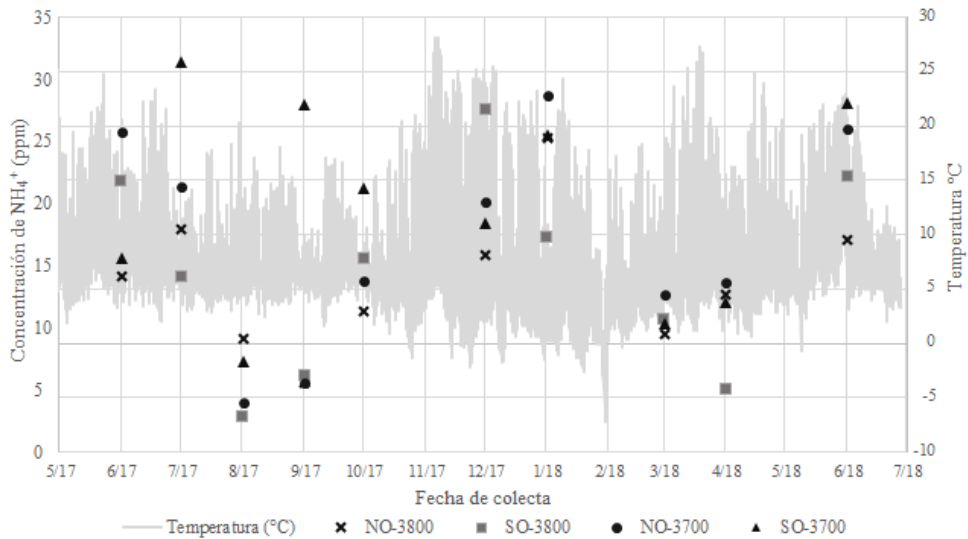


Figura 26. Concentración media mensual de NH_4^+ (ppm) en muestras de suelo superficial por sitio y fecha de colecta en la Montaña Jocotitlán

*El fondo en gris representa la variación media en temperatura de cada montaña.

La concentración de nitrato (NO_3^-) mostró diferencias significativas, respecto a la media, durante los meses de junio, agosto y diciembre de 2017 en la montaña Tlálloc (Figura 27).

En la montaña Jocotitlán el NO_3^- mostró diferencias significativas entre sitios de muestreo para los meses de julio, agosto, septiembre, octubre y diciembre del 2017 (Figura 28).

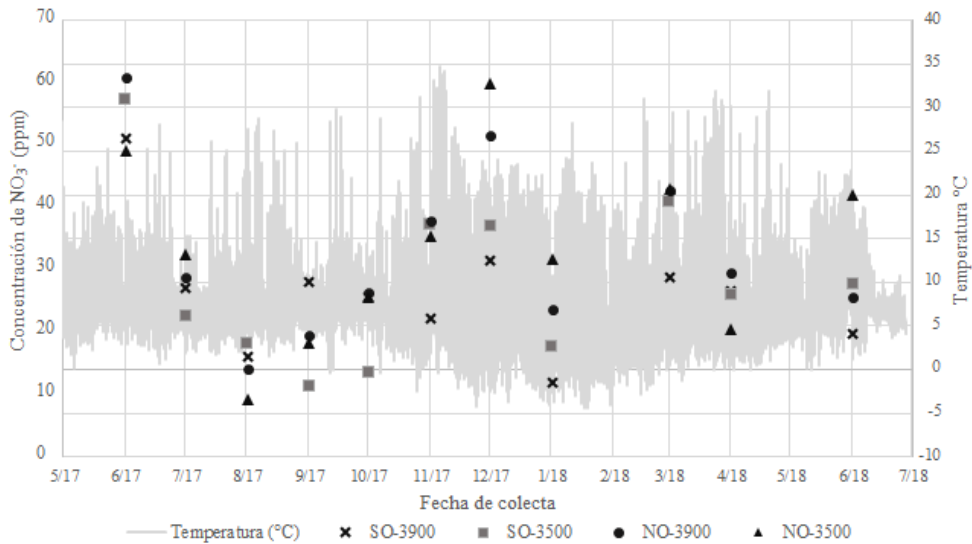


Figura 27. Concentración media mensual de NO_3^- (ppm) en muestras de suelo superficial por sitio y fecha de colecta en la Montaña Tláloc.

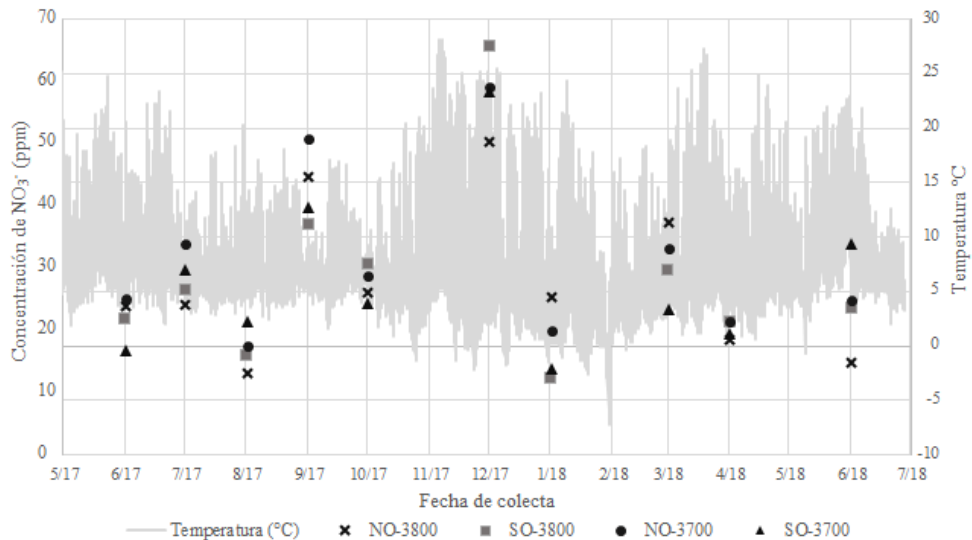


Figura 28. Concentración media mensual de NO_3^- (ppm) en muestras de suelo superficial por sitio y fecha de colecta en la Montaña Jocotitlán

*El fondo en gris representa la variación media en temperatura de cada montaña.

Estos resultados podrían estar asociados con el hecho de que en las exposiciones norte se conserva mejor la humedad, debido a que esas laderas reciben menor radiación solar durante el año. Con más humedad disponible en el suelo, es probable que se haya producido más biomasa en las exposiciones norte, así como la propagación de microorganismos especializados (Figuras 29 y 30).

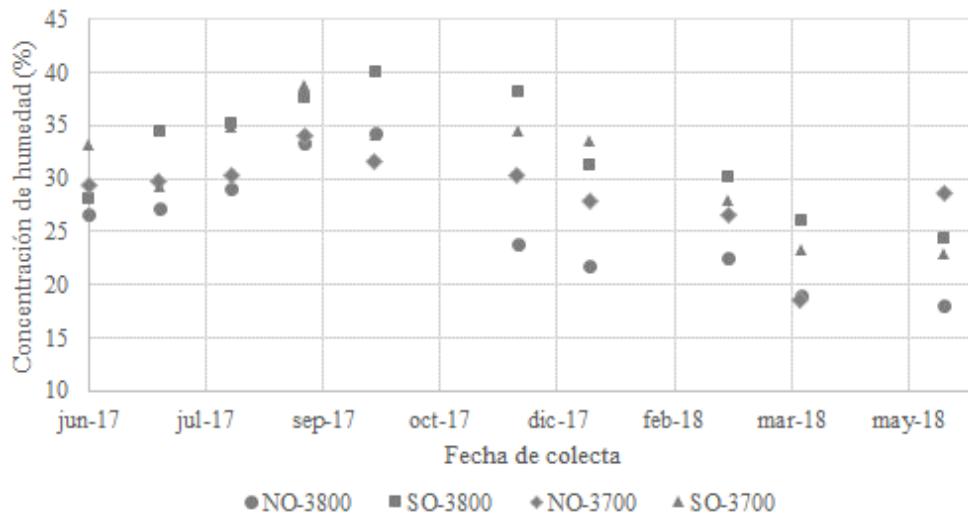


Figura 29. Concentración de humedad (%) en muestras de suelo mineral por sitio y fecha de colecta en Jocotitlán.

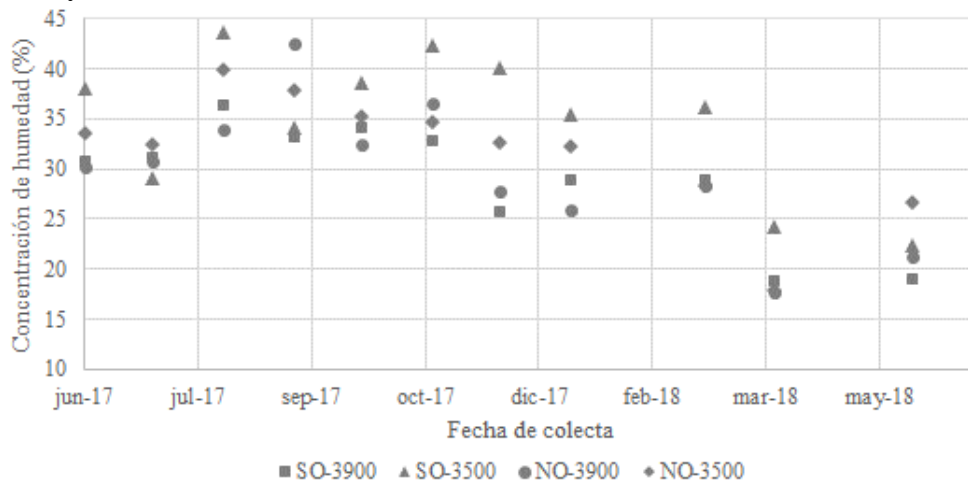


Figura 30. Concentración de humedad (%) en muestras de suelo mineral por sitio y fecha de colecta en Tlálóc.

La concentración promedio de N inorgánico absorbible fue en el orden siguiente: $\text{NO}_3^- > \text{NH}_4^+$, con 28 y 16 ppm en la montaña Jocotitlán y $\text{NO}_3^- > \text{NH}_4^+$ con 30 y 14 ppm en la montaña Tlálóc; estos niveles de disponibilidad se encuentran dentro del intervalo de los valores esperados para bosques de coníferas (Binkley y Fisher, 2013). La mayor cantidad de NO_3^- con respecto a NH_4^+ , puede deberse a que en la mayor parte del año la humedad del suelo se mantuvo en niveles adecuados para permitir la actividad de microorganismos aeróbicos, esto es, en condiciones de baja disponibilidad de oxígeno hay una de acumulación de NH_4^+ (Schlesinger y Bernhardt, 2013). De hecho, se aprecia que la

humedad del suelo mantuvo valores entre 25 y 30 % (Figura 13), que es una humedad cercana a capacidad de campo para los suelos volcánicos del bosque alpino del centro de México (Marín, Escolero-Fuentes, y Trinidad-Santos, 2002). Los resultados de N total ($\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$) fueron similares a los obtenidos en varios suelos forestales de coníferas y los cuales varían entre 10 y 80 ppm (Gómez-Guerrero y Doane, 2018).

En este estudio también se demostró la importancia de la altitud y la exposición en la dinámica de nutrientes en el bosque. En trabajos realizados en bosques alpinos de Europa y Asia, se ha demostrado la estrecha relación que existe entre la descomposición de la materia orgánica, el ciclo de nutrientes y la influencia de la altitud, al disminuir la temperatura y humedad relativa (Bangroo et al., 2017; Persson et al., 2000; Zhu et al., 2019).

Berger et al. (2015), concluyen que la altitud es un factor determinante en la liberación y movimiento de nutrientes dentro de los ecosistemas en el primer año que el follaje regresa al piso forestal, sin embargo, la influencia de las variables asociadas a la altitud como la temperatura y humedad relativa, por ser indirectas no siempre explican estadísticamente los procesos en un sitio. Los resultados para las montañas Jocotitlán y Tláloc, mostraron que la altitud es un factor que estadísticamente explica parte de la variación de la masa foliar y el contenido de nutrimentos, así como del nitrógeno inorgánico absorbible del suelo superficial.

La variación entre fechas de colecta indica que hay variación en la cantidad de masa foliar y su composición química durante las estaciones del año; sin embargo, las diferencias más notables se identificaron a nivel de exposición de la ladera en ambas montañas, ya que el aporte de masa foliar al suelo forestal fue mayor en las exposiciones NO en ambas altitudes, aunque la cantidad de humedad del suelo resultó ligeramente mayor y con algunas fluctuaciones temporales en la exposición SO, tanto en Jocotitlán como en Tláloc.

En términos de fertilidad del suelo, ambas montañas presentan datos similares, los suelos forestales generalmente presentan baja fertilidad y la disponibilidad y abastecimiento de nutrientes quedan supeditados a la acumulación de mantillo y la descomposición de la materia orgánica (Reed et al., 2012). Aunque ambas montañas muestran bajos niveles de P, Ca y Mg, los niveles de N y K son altos (Cuadro 5).

Cuadro 5. Promedio anual en parámetros químicos en muestras de suelo mineral (0-10 cm) en Jocotitlán y Tláloc

Elevación	N total (%)	P (ppm)	K (cmol/kg)	Ca (cmol/kg)	Mg (cmol/kg)	pH
Jocotitlán	0.67±0.21	3.97±1.1	0.30±0.1	2.38±1.1	0.29±0.1	5.20±0.3
Tláloc	0.43±0.09	2.85±1.7	0.40±0.1	3.48±1.4	0.59±0.3	5.01±0.3
Nivel*	Medio (0.30-0.80)	Muy bajo (≤5)	Media (0.3-0.6)	Baja (2-5)	Muy baja (≤0.5) y Baja (0.5-1.3)	Fuertemente ácido (≤5)

Media anual ± Sdv.

*Interpretación según la Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000.

Los resultados indican que en los bosques de las montañas estudiadas hay suficiente N para un óptimo crecimiento arbóreo, pero el uso eficiente de N depende a su vez de la disponibilidad de P y Mg. El hecho de tener suelo con un nivel bajo de fertilidad en ambas montañas, pero diferencias en el contenido de nutrientes en masa foliar, resalta la importancia de estudiar el movimiento de nutrientes a nivel local para comprender cómo responden los ecosistemas forestales a la variación topográfica y del clima.

CONCLUSIONES

Se encontraron diferencias en masa de nutrientes y producción de masa foliar, entre montañas y en fechas específicas. En general, las cantidades más altas entre montañas se presentaron en Jocotitlán. A nivel estacional, el mayor movimiento de nutrientes ocurrió en el verano y el menor movimiento en el invierno. Aunque la cantidad de N es alta en masa foliar y en el suelo, en ambos sitios la cantidad de P y Mg que circula vía foliar es menor a la reportada para ecosistemas similares. Excepto por el K, los nutrientes de la

masa foliar siguen un ritmo estacional con altas y bajas concentraciones en los periodos junio-julio y enero-febrero, respectivamente. Aunque las dos montañas muestran contenidos altos de nitrógeno total en el suelo superficial (0.4%), la montaña Jocotitlán mostró cantidades mayores de nitrógeno inorgánico absorbible que la montaña Tláloc. Los resultados sugieren una limitación de nutrientes como el P y Mg, mientras que las cantidades de K indicaron ser suficientes. La información generada es importante como una línea base para el movimiento de nutrientes en bosques de alta montaña en México. Es importante continuar con estudios similares al presente para considerar desde un enfoque biogeoquímico, la dinámica de nutrientes y proponer en el futuro las mejores estrategias de manejo del bosque alpino del centro de México.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Arnau-Gras, J. (2007). Estudios Longitudinales De Medidas Repetidas. Modelos. *Avances en Medición*, (5), 9–26.
- Bangroo, S. A., Najar, G. R., & Rasool, A. (2017). Effect of altitude and aspect on soil organic carbon and nitrogen stocks in the Himalayan Mawer Forest Range. *Catena*, 158(October 2016), 63–68. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.06.017>
- Barajas-Guzmán, G., & Alvarez-Sánchez, J. (2003). The relationships between litter fauna and rates of litter decomposition in a tropical rain forest. *Applied Soil Ecology*, 24(1), 91–100. [https://doi.org/10.1016/S0929-1393\(03\)00069-6](https://doi.org/10.1016/S0929-1393(03)00069-6)
- Berg, B., & McClaugherty, C. (2003). Decomposition as a process. En B. Berg & C. McClaugherty (Eds.) (pp. 11–30). Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-662-05349-2_2
- Berger, T. W., Duboc, O., Djukic, I., Tatzber, M., Gerzabek, M. H., & Zehetner, F. (2015). Decomposition of beech (*Fagus sylvatica*) and pine (*Pinus nigra*) litter

- along an Alpine elevation gradient: Decay and nutrient release. *Geoderma*, 251–252, 92–104. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.03.024>
- Binkley, D. (1993). *Nutrición forestal: prácticas de manejo*. México: Limusa.
- Binkley, D., & Fisher, R. (2013). *Ecology and Management of Forest Soils. Patterns and Processes in Forest*. Dordrecht: John Wiley & Sons, Ltd.
<https://doi.org/10.1002/9781118422342>
- Bonilla, R., Roncallo, B., Jimeno, J., & Garcia, T. (2008). Producción y descomposición de la hojarasca en bosques nativos y de *Leucaena* sp., en Codazzi, Cesar. *corpoca.Ciencia y Tecnología Agropecuaria*, 9(2), 5–11.
<https://doi.org/10.1111/j.1540-5915.1989.tb01883.x>
- Borrero Tamayo, G. A., J., J., Ricaurte Oyola, J. J., Rivera, M., Polanía Perdomo, J. A., Núñez, J., ... Rao, I. M. (2017). *Manual de protocolos. Nutrición y fisiología de plantas - Forrajes y fríjol*. Área de Investigación en Agrobiodiversidad, Centro Internacional de Agricultura Tropical (CIAT). Recuperado de <https://hdl.handle.net/10568/89652>
- Brye, K. R., McMullen, R. L., Silveira, M. L., Motschenbacher, J. M. D., Smith, S. F., Gbur, E. E., & Helton, M. L. (2016). Environmental controls on soil respiration across a southern US climate gradient: A meta-analysis. *Geoderma Regional*, 7(2), 110–119. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2016.02.005>
- Carrasco, B., Cabaneiro, A., & Fernandez, I. (2017). Exploring potential pine litter biodegradability as a natural tool for low-carbon forestry. *Forest Ecology and Management*, 401, 166–176. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.07.003>
- Chavez-Vergara, B., Merino, A., Vázquez-Marrufo, G., & García-Oliva, F. (2014). Organic matter dynamics and microbial activity during decomposition of forest floor under two native neotropical oak species in a temperate deciduous forest in

Mexico. *Geoderma*, 235–236, 133–145.

<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.07.005>

Cizungu, L., Staelens, J., Huygens, D., Walangululu, J., Muhindo, D., Van Cleemput, O., & Boeckx, P. (2014). Litterfall and leaf litter decomposition in a central African tropical mountain forest and Eucalyptus plantation. *Forest Ecology and Management*, 326, 109–116. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.04.015>

Cotrufo, M. E., Miller, M., & Zeller, B. (2000). Litter Decomposition. En E.-D. Schulze (Ed.) (pp. 276–296). Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg.

https://doi.org/10.1007/978-3-642-57219-7_13

De Long, J. R., Dorrepaal, E., Kardol, P., Nilsson, M. C., Teuber, L. M., & Wardle, D. A. (2016). Understory plant functional groups and litter species identity are stronger drivers of litter decomposition than warming along a boreal forest post-fire successional gradient. *Soil Biology and Biochemistry*, 98, 159–170.

<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.04.009>

Djukic, I., Kepfer-Rojas, S., Schmidt, I. K., Larsen, K. S., Beier, C., Berg, B., ... Tóth, Z. (2018). Early stage litter decomposition across biomes. *Science of the Total Environment*, 628–629, 1369–1394.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.012>

Drewnik, M., Musielok, Ł., Stolarczyk, M., Mitka, J., & Gus, M. (2016). Effects of exposure and vegetation type on organic matter stock in the soils of subalpine meadows in the Eastern Carpathians. *Catena*, 147, 167–176.

<https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.07.014>

Duboc, O., Zehetner, F., Djukic, I., Tatzber, M., Berger, T. W., & Gerzabek, M. H. (2012). Decomposition of European beech and Black pine foliar litter along an Alpine elevation gradient: Mass loss and molecular characteristics. *Geoderma*,

- 189–190, 522–531. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.06.018>
- Dufresne, A., Salinas, S., & Siebe, C. (2010). Substrate deformation associated with the Jocotitlán edifice collapse and debris avalanche deposit, Central México. *Journal of Volcanology and Geothermal Research*, 197(1–4), 133–148. <https://doi.org/10.1016/j.jvolgeores.2010.02.019>
- Fitzmaurice, G. M. (2004). *Applied longitudinal analysis*. Hoboken, N.J.: Wiley-Interscience.
- Friesen, S. D., Dunn, C., & Freeman, C. (2018). Decomposition as a regulator of carbon accretion in mangroves: a review. *Ecological Engineering*, 114, 173–178. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.06.069>
- Galicia, L., López-Blanco, J., Zarco-Arista, A. E., Filips, V., & García-Oliva, F. (1999). The relationship between solar radiation interception and soil water content in a tropical deciduous forest in Mexico. *Catena*, 36, 153–164. [https://doi.org/10.1016/S0341-8162\(98\)00121-0](https://doi.org/10.1016/S0341-8162(98)00121-0)
- García-Tovar, G. P., & Martínez-Serrano, R. G. (2011). Geología y geoquímica de las lavas pleistocénicas del estratovolcán Telapón, Sierra Nevada, México. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, 28(2), 301–322.
- García, E. . C. N. para el C. y U. de la B. (CONABIO). (2008). Climas. D.F.: CONABIO. Recuperado de <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/?vns=clima1mgw>
- Gartzia-Bengoetxea, N., Kandeler, E., Martínez de Arano, I., & Arias-González, A. (2016). Soil microbial functional activity is governed by a combination of tree species composition and soil properties in temperate forests. *Applied Soil Ecology*, 100, 57–64. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2015.11.013>
- Gómez-Guerrero, A., & Doane, T. (2018). The Response of Forest Ecosystems to

- Climate Change, 185–206. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-63865-6.00007-7>
- González, G., Lodge, D. J., Richardson, B. A., & Richardson, M. J. (2014). A canopy trimming experiment in Puerto Rico: The response of litter decomposition and nutrient release to canopy opening and debris deposition in a subtropical wet forest. *Forest Ecology and Management*, 332, 32–46. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.06.024>
- Granados-Sánchez, D., & Sánchez-González, A. (2003). Clasificación y ordenación de la vegetación del norte de la Sierra Nevada, a lo largo de un gradiente altitudinal. *Terra Latinoamericana*, 21(3), 321–332. <https://doi.org/10.1093/nar/gkl935>
- Hawkesford, M., Horst, W., Kichey, T., Lambers, H., Schjoerring, J., Møller, I. S., & White, P. (2012). Functions of Macronutrients. En P. B. T.-M. M. N. of H. P. (Third E. Marschner (Ed.) (pp. 135–189). San Diego: Academic Press. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-0-12-384905-2.00006-6>
- Jianxin, X., Li, X., & Zhiyao, S. (2016). Impacts of Forest Gaps on Soil Properties After a Severe Ice Storm in a *Cunninghamia lanceolata* Stand. *Pedosphere*, 26(3), 408–416. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(15\)60053-4](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(15)60053-4)
- Karberg, N. J., Scott, N. A., & Giardina, C. P. (2008). Methods for Estimating Litter Decomposition. *Field Measurements for Forest Carbon Monitoring*, 103–111. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.margeo.2004.04.016>
- Keeney, D. R., & Bremner, J. M. (1966). Determination and Isotope-Ratio Analysis of Different Forms of Nitrogen in Soils: 4. Exchangeable Ammonium, Nitrate, and Nitrite by Direct-Distillation Methods¹. *Soil Science Society of America Journal*, 30(5), 583. <https://doi.org/10.2136/sssaj1966.03615995003000050016x>
- Khan, K. S., Mack, R., Castillo, X., Kaiser, M., & Joergensen, R. G. (2016). Microbial biomass, fungal and bacterial residues, and their relationships to the soil organic

- matter C/N/P/S ratios. *Geoderma*, 271, 115–123.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.02.019>
- Kutílek, M., & Nielsen, D. R. (2015). The Birth of Soils BT - Soil: The Skin of the Planet Earth. En M. Kutílek & D. R. Nielsen (Eds.) (pp. 31–69). Dordrecht: Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-017-9789-4_5
- León, J. D., González, M. I., & Gallardo, J. F. (2011). Ciclos biogeoquímicos en bosques naturales y plantaciones de coníferas en ecosistemas de alta montaña de Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 59(4), 1883–1894.
- Lin, N., Bartsch, N., Heinrichs, S., & Vor, T. (2015). Long-term effects of canopy opening and liming on leaf litter production, and on leaf litter and fine-root decomposition in a European beech (*Fagus sylvatica* L.) forest. *Forest Ecology and Management*, 338, 183–190. <https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2014.11.029>
- Lopez-Escobar, N. F., Gómez-Guerrero, A., Velázquez-Martínez, A., Fierros-González, A. M., Castruita-Esparza, L. U., & Vera-Castillo, J. A. G. (2017). Reservoirs and nutrient dynamics in two stands of *Pinus montezumae* Lamb. in Tlaxcala, Mexico. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 24(1), 115–129.
<https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2017.09.055>
- Marín, L. E., Escolero-Fuentes, O., & Trinidad-Santos, A. (2002). Physical Geography, Hydrogeology, and Forest Soils of the Basin of Mexico BT - Urban Air Pollution and Forests: Resources at Risk in the Mexico City Air Basin. En M. E. Fenn, L. I. de Bauer, & T. Hernández-Tejeda (Eds.) (pp. 44–67). New York, NY: Springer New York. https://doi.org/10.1007/978-0-387-22520-3_3
- Marschner, P., & Rengel, Z. (2012). Nutrient Availability in Soils. En P. B. T.-M. M. N. of H. P. (Third E. Marschner (Ed.) (pp. 315–330). San Diego: Academic Press.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-0-12-384905-2.00012-1>

- Martínez-Yrizar, A., Álvarez-Sánchez, J., & Maass, M. (2017). Análisis y perspectivas del estudio de los ecosistemas terrestres de México: dinámica hidrológica y flujos de nitrógeno y fósforo. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 88(November), 27–41. <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2017.10.008>
- Martínez-Yrizar, A., Núñez, S., & Búrquez, A. (2007). Leaf litter decomposition in a southern Sonoran Desert ecosystem, northwestern Mexico: Effects of habitat and litter quality. *Acta Oecologica*, 32(3), 291–300. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2007.05.010>
- Moreno-Valdez, M. E., Domínguez-Gómez, T. G., Alvarado, M. D. S., Guadalupe Colín, J., Corral Rivas, S., & González Rodríguez, H. (2018). Aporte y descomposición de hojarasca en bosques templados de la región de El Salto, Durango. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 9(47), 070–093. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v9i47.180>
- Müller, M., Oelmann, Y., Schickhoff, U., Böhrer, J., & Scholten, T. (2017). Himalayan treeline soil and foliar C:N:P stoichiometry indicate nutrient shortage with elevation. *Geoderma*, 291, 21–32. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.12.015>
- Osman, K. T. (2013a). Organic Matter of Forest Soils BT - Forest Soils: Properties and Management. En K. T. Osman (Ed.) (pp. 63–76). Cham: Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-02541-4_4
- Osman, K. T. (2013b). Soil Organic Matter BT - Soils: Principles, Properties and Management. En K. T. Osman (Ed.) (pp. 89–96). Dordrecht: Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-007-5663-2_7
- Persson, T., Rudebeck, A., Jussy, J. H., Colin-Belgrand, M., Priemé, A., Dambrine, E., ... Sjöberg, R. M. (2000). Soil Nitrogen Turnover — Mineralisation, Nitrification and Denitrification in European Forest Soils BT - Carbon and Nitrogen Cycling in

- European Forest Ecosystems. En E.-D. Schulze (Ed.) (pp. 297–311). Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-642-57219-7_14
- Pinos, J., Studholme, A., Carabajo, A., & Gracia, C. (2017). Leaf Litterfall and Decomposition of *Polylepis reticulata* in the Treeline of the Ecuadorian Andes. *Mountain Research and Development*, 37(1), 87–96. <https://doi.org/10.1659/MRD-JOURNAL-D-16-00004.1>
- Powers, R. F. (1999). On the sustainable productivity of planted forests. *New Forest*, 17(Hermann 1976), 263–306. <https://doi.org/10.1023/a:1006555219130>
- R Core Team. (2017). R: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. Recuperado de <https://cran.r-project.org/bin/windows/base/old/3.4.0/>
- Ramírez-Correa, J. A., Zapata-Duque, C. M., León-Peláez, J. D., & González-Hernández, M. I. (2007). Caída de hojarasca y retorno de nutrientes en bosques montanos andinos. *Interciencia*, 32, 303–311. Recuperado de <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=33932503>
- Reed, S. C., Townsend, A. R., Davidson, E. A., & Cleveland, C. C. (2012). Stoichiometric patterns in foliar nutrient resorption across multiple scales. *New Phytologist*, 196(1), 173–180. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2012.04249.x>
- Rocha-Loredo, A. G., & Ramírez-Marcial, N. (2009). Producción y descomposición de hojarasca en diferentes condiciones sucesionales del bosque de pino-encino en Chiapas, México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 84, 1–12. Recuperado de <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=57712091001>
- Rocha, A. G., & Ramírez, N. (2009). Producción y descomposición de hojarasca en diferentes condiciones sucesionales del bosque de Pino-Encino en Chiapas,

- México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 1–12. Recuperado de <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=57712091001>
- Rodríguez, C. R., Durán-Zuazo, V. H., Muriel-Fernández, J. L., Martín-Peinado, F. J., & Franco-Tarifa, D. (2009). Litter decomposition and nitrogen release in a sloping Mediterranean subtropical agroecosystem on the coast of Granada (SE, Spain): Effects of floristic and topographic alteration on the slope. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 134, 79–88. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.05.019>
- Rueda, H., Macías, J. L., Arce, J. L., Gardner, J. E., & Layer, P. W. (2013). The ~31 ka rhyolitic Plinian to sub-Plinian eruption of Tlaloc Volcano, Sierra Nevada, central Mexico. *Journal of Volcanology and Geothermal Research*, 252, 73–91. <https://doi.org/10.1016/j.jvolgeores.2012.12.001>
- Rzedowski, J. (1978). Bosque de coníferas. En *Vegetación de México* (pp. 295–327). México: CONABIO. <https://doi.org/10.1007/s13398-014-0173-7.2>
- Salinas, S., & López-Blanco, J. (2010). Geomorphic assessment of the debris avalanche deposit from the Jocotitlán volcano, Central Mexico. *Geomorphology*, 123(1–2), 142–153. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2010.07.006>
- Schlesinger, W., & Bernhardt, E. (2013). *Biogeochemistry: An analysis of global change* (3rd ed.). Elsevier Inc. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/C2010-0-66291-2>
- Schlesinger, W. H., & Bernhardt, E. S. (2013). The Biosphere. *Biogeochemistry*, (Dukes 2003), 135–172. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-385874-0.00006-6>
- Scott, H. D. (2000). *Soil physics: agricultural and environmental applications*. Ames, Iowa: University Press.
- Servicio Geológico Mexicano. (2002). Carta geológico-minera de la Ciudad de México E14-2 (Edo. de Méx., Tlax., D.F., Pue., Hgo. y Mor.). Pachuca, Hidalgo: Servicio

Geológico Mexicano. Recuperado de

<https://www.sgm.gob.mx/CartasPdf/GeologicasL.jsp>

Sun, H., Wang, Q. xia, Liu, N., Li, L., Zhang, C. ge, Liu, Z. bo, & Zhang, Y. yu. (2017).

Effects of different leaf litters on the physicochemical properties and bacterial communities in *Panax ginseng*-growing soil. *Applied Soil Ecology*, *111*, 17–24.

<https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2016.11.008>

Wang, T., Kang, F., Cheng, X., Han, H., Bai, Y., & Ma, J. (2017). Spatial variability of organic carbon and total nitrogen in the soils of a subalpine forested catchment at Mt. Taiyue, China. *Catena*, *155*, 41–52.

<https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.03.004>

Wei, X., Wang, X., Ma, T., Huang, L., Pu, Q., Hao, M., & Zhang, X. (2017).

Distribution and mineralization of organic carbon and nitrogen in forest soils of the southern Tibetan Plateau. *Catena*, *156*(February), 298–304.

<https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.04.016>

You, C., Wu, F., Yang, W., Tan, B., Yue, K., & Ni, X. (2017). The National Key

Forestry Ecology Project has changed the zonal pattern of forest litter production in China. *Forest Ecology and Management*, *399*, 37–46.

<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.05.019>

Yu, Z., Huang, Z., Wang, M., Liu, R., Zheng, L., Wan, X., ... Lin, T. C. (2015).

Nitrogen addition enhances home-field advantage during litter decomposition in subtropical forest plantations. *Soil Biology and Biochemistry*, *90*, 188–196.

<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.07.026>

Zhang, H., Guo, W., Yu, M., Wang, G. G., & Wu, T. (2018). Latitudinal patterns of leaf N, P stoichiometry and nutrient resorption of *Metasequoia glyptostroboides* along the eastern coastline of China. *Science of the Total Environment*, *618*, 1–6.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.030>

Zhu, X., Liu, W., Chen, H., Deng, Y., Chen, C., & Zeng, H. (2019). Effects of forest transition on litterfall, standing litter and related nutrient returns: Implications for forest management in tropical China. *Geoderma*, 333(May 2018), 123–134.

<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.07.023>

CONCLUSIONES

Los resultados de la presente investigación indican que gran parte de la productividad primaria neta del bosque en ambas elevaciones tiene como destino el mantillo, sin embargo, el hecho que la dimensión del arbolado, el diámetro y la altura promedios sea mayor en el monte Tláloc que en Jocotitlán, indica una mayor productividad destinada a la formación de madera, asimismo el hecho de encontrar valores distintos en la producción de hojarasca estacional y velocidad de descomposición, sugiere que ambos ecosistemas no han alcanzado una condición de equilibrio.

Destaca que a pesar de identificar niveles apropiados en la humedad del suelo a lo largo del año, lo cual permite la actividad de microorganismos aeróbicos y por consiguiente mayor concentración de nitrato (NO_3^-) con respecto a amonio (NH_4^+), la altitud y la exposición en la dinámica de nutrientes en el bosque a nivel estacional, resulta de suma importancia, al identificar mayor movimiento de nutrientes durante el verano y menor movimiento durante el invierno, lo cual es un reflejo de la actividad de la vegetación, ya que, en la época de invierno hubo menor aporte de masa foliar; también muestra que hay diferencias en la composición química de la masa foliar durante las estaciones del año.

La variación entre sitios de ambas elevaciones manifiesta la influencia indirecta de factores geográficos y ambientales en la descomposición de la materia orgánica y el movimiento de nutrientes dentro del ecosistema, aunque se debe prestar especial atención a estos factores al establecer los gradientes climáticos en futuras investigaciones. Por lo que, los resultados de este estudio, son una contribución importante, ya que muestran los primeros datos para montañas del centro de México.

ANEXO I

Valores medios de contenido de nutrientes en masa foliar por fecha y sitio de colecta en la montaña Jocotitlán ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{mes}^{-1}$)

Fecha de colecta	Sitio	N	P	K	Ca	Mg
jun-17	NO-3800	387.454	27.023	40.914	131.648	28.428
	SO-3800	180.317	11.740	12.478	45.849	8.112
	NO-3700	334.145	23.539	32.061	83.752	21.562
	SO-3700	540.669	36.359	52.382	166.053	36.936
jul-17	NO-3800	34.923	1.308	1.405	8.728	1.472
	SO-3800	21.515	1.198	1.129	6.494	1.154
	NO-3700	20.595	1.029	0.923	5.873	1.287
	SO-3700	20.657	1.026	1.272	5.691	1.278
ago-17	NO-3800	10.743	0.372	0.461	2.566	0.385
	SO-3800	10.434	0.487	0.514	2.463	0.317
	NO-3700	13.993	0.549	0.480	2.890	0.414
	SO-3700	14.180	0.716	0.998	4.540	0.982
sep-17	NO-3800	15.226	0.432	0.602	2.655	0.454
	SO-3800	17.312	0.832	0.939	4.293	0.505
	NO-3700	26.929	1.212	1.183	6.199	1.116
	SO-3700	17.576	0.950	1.353	5.202	1.170
oct-17	NO-3800	10.554	0.503	1.000	2.022	0.514
	SO-3800	19.116	1.037	1.294	3.853	0.661
	NO-3700	15.203	0.718	0.807	3.389	0.826
	SO-3700	16.064	0.851	1.787	4.122	1.221
dic-17	NO-3800	8.329	0.327	0.867	1.706	0.457
	SO-3800	10.128	0.581	1.003	2.088	0.458
	NO-3700	8.095	0.338	0.555	1.563	0.421
	SO-3700	9.553	0.483	1.508	2.122	0.794
ene-18	NO-3800	4.017	0.142	0.463	0.902	0.243
	SO-3800	5.412	0.254	0.713	1.129	0.325
	NO-3700	7.094	0.337	0.848	1.347	0.522
	SO-3700	5.926	0.314	1.313	1.644	0.565
mar-18	NO-3800	4.676	0.265	0.663	1.463	0.409
	SO-3800	5.496	0.385	0.774	1.679	0.374
	NO-3700	5.182	0.333	0.510	1.246	0.342
	SO-3700	7.282	0.457	1.441	2.126	0.692
abr-18	NO-3800	13.107	0.719	1.126	2.482	0.562
	SO-3800	7.064	0.413	0.910	1.888	0.413
	NO-3700	9.399	0.611	1.152	2.234	0.672
	SO-3700	7.226	0.466	1.451	2.117	0.632

Valores medios de contenido de nutrientes en masa foliar por fecha y sitio de colecta en la montaña Tlálloc (kg·ha⁻¹·mes⁻¹)

Fecha de colecta	Sitio	N	P	K	Ca	Mg
jun-17	SO-3900	82.128	2.412	3.248	13.487	3.171
	SO-3500	102.949	4.876	7.814	26.171	6.188
	NO-3900	87.911	4.925	7.585	28.134	7.051
jul-17	NO-3500	81.549	16.016	46.916	65.606	19.158
	SO-3900	83.284	0.616	0.626	3.527	0.725
	SO-3500	64.777	0.382	0.386	3.241	0.832
ago-18	NO-3900	72.874	0.643	0.486	5.308	1.015
	NO-3500	91.381	1.756	4.317	6.538	1.954
	SO-3900	72.874	0.094	0.080	0.551	0.140
sep-17	SO-3500	77.501	0.029	0.044	0.234	0.066
	NO-3900	93.695	0.282	0.485	0.863	0.294
	NO-3500	84.441	0.318	1.119	0.906	0.414
oct-17	SO-3900	99.478	0.861	1.526	1.815	0.778
	SO-3500	90.225	0.187	0.180	0.858	0.298
	NO-3900	52.053	0.106	0.123	0.787	0.169
nov-17	NO-3500	77.501	0.612	0.912	2.578	0.691
	SO-3900	75.187	0.286	0.363	1.350	0.339
	SO-3500	75.187	0.226	0.461	1.285	0.374
dic-17	NO-3900	63.620	0.132	0.160	0.704	0.216
	NO-3500	96.008	0.469	1.221	1.685	0.608
	SO-3900	74.031	0.151	0.297	0.637	0.202
ene-18	SO-3500	75.187	0.082	0.339	0.368	0.135
	NO-3900	60.150	0.127	0.233	0.735	0.257
	NO-3500	79.814	0.151	0.522	0.520	0.200
feb-18	SO-3900	70.560	0.101	0.266	0.461	0.181
	SO-3500	65.933	0.034	0.127	0.184	0.089
	NO-3900	70.560	0.115	0.246	0.603	0.286
mar-18	NO-3500	75.187	0.174	0.759	0.514	0.237
	SO-3900	85.598	0.129	0.352	0.501	0.219
	SO-3500	76.344	0.073	0.255	0.302	0.147
abr-18	NO-3900	83.284	0.101	0.207	0.505	0.222
	NO-3500	80.971	0.363	1.407	1.044	0.474
	SO-3900	83.284	0.318	0.638	1.225	0.445
may-18	SO-3500	72.874	0.215	0.451	1.006	0.396
	NO-3900	83.284	0.203	0.337	0.997	0.351
	NO-3500	82.128	0.572	2.239	1.795	0.722
jun-18	SO-3900	62.463	0.762	1.446	3.013	1.069
	SO-3500	57.836	0.264	0.661	1.561	0.561
	NO-3900	97.165	0.360	0.552	1.677	0.602
jul-18	NO-3500	104.105	1.064	2.626	3.314	1.047