



DOI: 10.29298/rmcf.v15i86.1447

Artículo de investigación

## Absorción de Nitrógeno inorgánico en rodales de *Pinus hartwegii* Lindl. en diferentes altitudes y exposiciones

### Inorganic Nitrogen uptake in *Pinus hartwegii* Lindl. stands at different altitudes and exposures

Arian Correa Díaz<sup>1</sup>, Armando Gómez Guerrero<sup>2\*</sup>, William R. Horwath<sup>3</sup>

Fecha de recepción/Reception date: 12 de octubre de 2023.

Fecha de aceptación/Acceptance date: 17 de septiembre de 2024.

<sup>1</sup>Centro Nacional de Investigación Disciplinaria en Conservación y Mejoramiento de Ecosistemas Forestales, INIFAP. México.

<sup>2</sup>Posgrado en Ciencias Forestales, Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo. México.

<sup>3</sup><sup>4</sup>Department of Land Air and Water Resources, University of California, Davis. United States of America.

\*Autor para correspondencia; correo-e: agomezg@colpos.mx

\*Corresponding author; email: agomezg@colpos.mx

#### Resumen

Para comprender el ciclo del N en los ecosistemas de *Pinus hartwegii* es importante investigar sobre el movimiento de este elemento en dichos bosques para proponer estrategias de manejo forestal sustentadas en el conocimiento de procesos biogeoquímicos. Este trabajo muestra resultados de un experimento de fertilización con árboles jóvenes de dicha especie, en el cual se determinó la absorción de dos formas de Nitrógeno: amonio y nitrato. Se usaron dos fuentes con <sup>15</sup>N: sulfato de amonio y nitrato de potasio, enriquecidas a 49.2 y 56.7 %, respectivamente. Los factores de variación incluyeron dos altitudes (3 500 y 3 900 m) y dos exposiciones (noroeste y suroeste), con un experimento factorial 2<sup>3</sup>. Adicionalmente se evaluó la evolución de la mineralización del N anual del suelo superficial (10 cm). Los resultados indican que el porcentaje de Nitrógeno foliar, derivado de las fuentes con <sup>15</sup>N (*NDDF*), fue mayor al suroeste, pero la recuperación neta en masa de <sup>15</sup>N fue superior al noroeste ( $P < 0.05$ ), debido a la mayor masa foliar en esta exposición. La absorción de nitrato superó a la de amonio en 63 % ( $P < 0.05$ ). La mineralización del N edáfico, con respecto a la altitud y exposición, no mostró una tendencia definida. *P. hartwegii* se adapta a las condiciones estacionales para la adquisición de ambas formas de N, lo que le ha permitido colonizar sitios adversos de alta montaña. Los rodales de *P. hartwegii* en bajas altitudes (3 500 m) y con exposiciones suroeste son más susceptibles a las alteraciones del ciclo del N.

**Palabras clave:** Absorción de Nitrógeno, bosques de alta montaña, formas de Nitrógeno, mineralización de Nitrógeno, topografía, uso de <sup>15</sup>N.

#### Abstract

To understand the N cycle in *Pinus hartwegii* ecosystems, it is important to investigate the movement of this element in these forests to propose forest management strategies based on knowledge of biogeochemical processes. This paper shows results of an experiment with young *Pinus hartwegii* trees to study the uptake of two N forms, ammonium and nitrate. N uptake was measured using <sup>15</sup>N sources of ammonium sulfate and

potassium nitrate, with enrichments of 49.2 and 56.7%, respectively. The variation factors included two elevation levels (3 500 and 3 900 m) and two slope aspects (Northwest and Southwest), composing a 2<sup>3</sup> factorial experiment. In addition, surface soil N mineralization (10 cm) was evaluated over a year in the same sites. Results indicate that the percentage of Nitrogen derived from the labeled source (*NDDF*) in foliage was higher in the Southwest exposure. However, the net mass recovery of <sup>15</sup>N was higher in the Northwest sites ( $P<0.05$ ), due to higher foliar mass in this aspect. Nitrate uptake exceeded ammonium uptake by 63 % ( $P<0.05$ ). The mineralization of soil nitrogen, in relation to altitude and aspects, did not show a defined trend. *P. hartwegii* adapts to seasonal conditions for the acquisition of both forms of nitrogen, allowing it to colonize adverse high-mountain sites. *P. hartwegii* stands at low elevations (3 500 m) and with Southwestern exposure are more susceptible to alterations in the N cycle.

**Key words:** Nitrogen absorption, high mountain forests, Nitrogen forms, Nitrogen mineralization, topography, use of <sup>15</sup>N.

## Introducción

Los bosques de *Pinus hartwegii* Lindl. se distribuyen en altitudes superiores a 3 000 m, y forman rodales puros asociados a pastizales. Los ciclos biogeoquímicos en estos bosques serán afectados a medida que aumente la temperatura (Correa-Díaz *et al.*, 2019). Además, los cambios en la movilidad de nutrientes en este tipo de ecosistemas comprometerían la vitalidad de esos bosques, que están conformados por individuos de hasta 500 años de edad (Biondi, 2001), y que representan un área importante en la provisión de servicios hidrológicos (Bolaños-Sánchez *et al.*, 2021).

Los efectos del cambio climático en los bosques de alta montaña, también se reflejan en un aumento de la pérdida de vigor y mortalidad de los árboles (Sáenz-Romero *et al.*, 2020), lo que afecta indirectamente al ciclo de nutrientes. Por ejemplo, como consecuencia de la remoción de árboles muertos por sequía extrema y apertura del dosel, la mineralización y lixiviación de nitrógeno puede estimularse, debido a cambios en la humedad y temperatura del suelo. Sin embargo, la calidad de los residuos orgánicos en el suelo también es un factor determinante en la mineralización de N (Prescott *et al.*, 2003).

Dada su ubicación, los bosques de *P. hartwegii* no tienen la posibilidad de migrar a mayores altitudes para compensar los incrementos de temperatura; ya que, a mayor altitud los suelos son menos profundos y su capacidad para aportar agua y nutrientes

se reduce (Gómez-Guerrero *et al.*, 2021). Además, las texturas gruesas que existen en altitudes más prominentes limitan la incorporación de materia orgánica y del N orgánico a la matriz del suelo y su retención frente a la lixiviación, principalmente de nitrato (Gómez-Guerrero y Doane, 2018).

En las regiones del límite arbóreo, la mineralización de Nitrógeno está limitada por las bajas temperaturas que afectan la actividad microbiana del suelo, y esto influye en el estado nutricional de los árboles (McNown y Sullivan, 2013); además de la altitud, otros factores como la cantidad de N en el suelo y la relación C/N explican las tasas de mineralización y el movimiento de N en los bosques (Bonito *et al.*, 2003; Baldos *et al.*, 2015).

Aunque la relación no parece tan obvia, el aumento constante de CO<sub>2</sub> en la atmósfera puede influir indirectamente en el ciclo del N en los bosques, al estimular la productividad primaria y aumentar los exudados radiculares. La relación entre estos procesos implica que a mayor concentración atmosférica de CO<sub>2</sub>, la productividad se incrementa y promueve el cierre estomático, lo que resulta en menor transpiración, más humedad del suelo y de mineralización del N (Schleppi *et al.*, 2012). Esos efectos se investigaron en bosques mixtos de Suiza y se concluyó que la cantidad de nitratos en el suelo aumentó, lo que se explicó por un incremento en las tasas de mineralización; se observó que este impacto podría conducir a una mayor lixiviación de nitratos y una limitación de N en el mediano plazo (Schleppi *et al.*, 2012).

Johnson *et al.* (2010), en algunos bosques de coníferas, detectaron puntos aislados desproporcionadamente superiores en producción de nitrato y amonio en el suelo, lo cual estaría asociado a una mayor actividad microbiana o alteraciones en el ciclo del N. Aunque las causas de esta alta variación espacial no se explicaron cabalmente, los autores señalaron que podrían ser la razón de una menor disponibilidad en el ecosistema, como resultado del incremento en la temperatura.

Es posible investigar el movimiento de N entre el suelo y la planta con fuentes marcadas de  $^{15}\text{N}$ , al mismo tiempo que se analizan diferentes formas de N inorgánico como el nitrato y el amonio (Gómez-Guerrero y Doane, 2018). A nivel de la planta, los estudios de  $^{15}\text{N}$  indican mayor absorción de nitrato que de amonio, posiblemente, porque el nitrato presenta más movilidad; sin embargo, en el ecosistema, si se consideran el horizonte orgánico y el mineral del suelo, los reservorios de N podrían ser similares cuando se suma la masa neta de ambas formas (Gurmesa *et al.*, 2022). Zhou *et al.* (2021) han identificado que, a nivel de planta, las coníferas son capaces de absorber de manera eficiente tanto el nitrato, como el amonio, lo que indica su alta capacidad para adaptarse a la variación de formas inorgánicas de nitrógeno en el suelo.

Por lo anterior, es relevante investigar el movimiento de N en los bosques de *Pinus hartwegii*. En México, los estudios relacionados al ciclo del N en bosques son escasos, sobre todo en zonas de alta montaña (Torres-Duque *et al.*, 2022a, 2022b). En este trabajo se propuso estudiar la absorción de nitrato y amonio, por árboles de la especie mencionada mediante fuentes marcadas con  $^{15}\text{N}$ . Para incluir mayor variación en los sitios seleccionados, se incluyeron diferentes condiciones de altitud y exposición, ya que ambas afectan la temperatura y la humedad del suelo; por lo tanto, la mineralización de N (Binkley y Fisher, 2019).

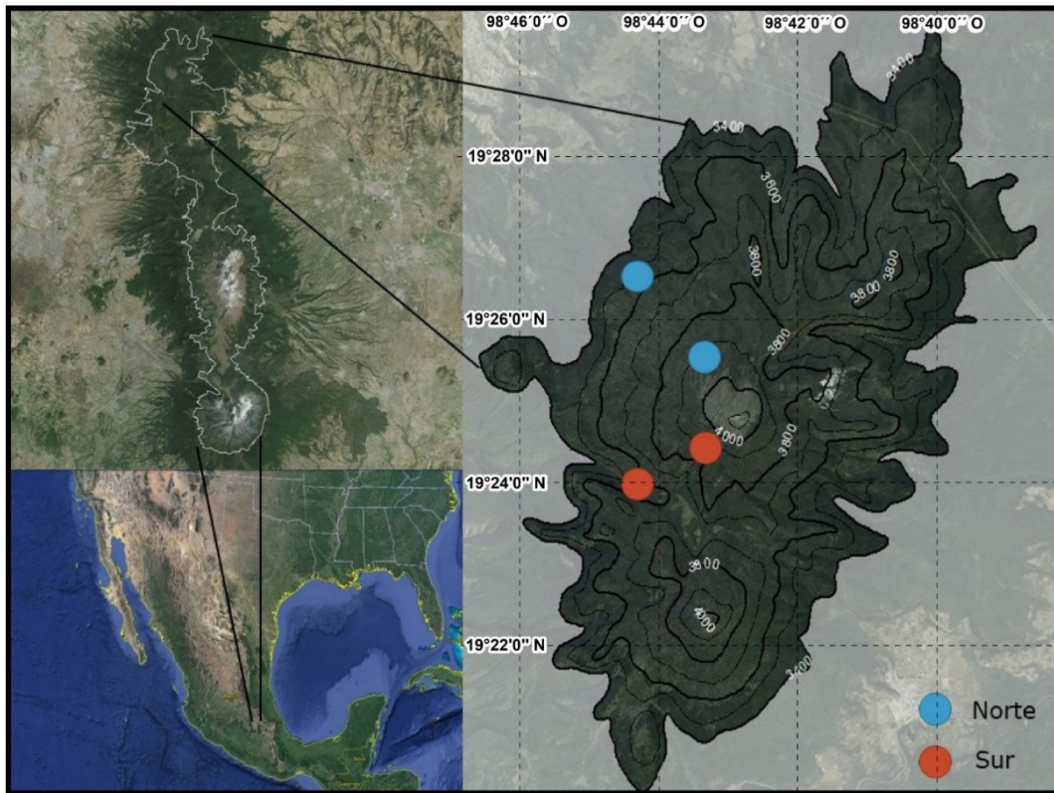
Las hipótesis que se probaron fueron: (1) la absorción de formas inorgánicas de N varía con la altitud y exposición del sitio, debido a los efectos topográficos sobre la temperatura y humedad del suelo; (2) los árboles de *P. hartwegii* absorben en la misma proporción nitrato y amonio del suelo; y (3) la variación de la mineralización de N en el suelo superficial explica la absorción de fuentes marcadas con  $^{15}\text{N}$ .

La información generada es útil para conocer el funcionamiento de los bosques de alta montaña y proponer estrategias de manejo de este ecosistema ante la amenaza del cambio climático.

## Materiales y Métodos

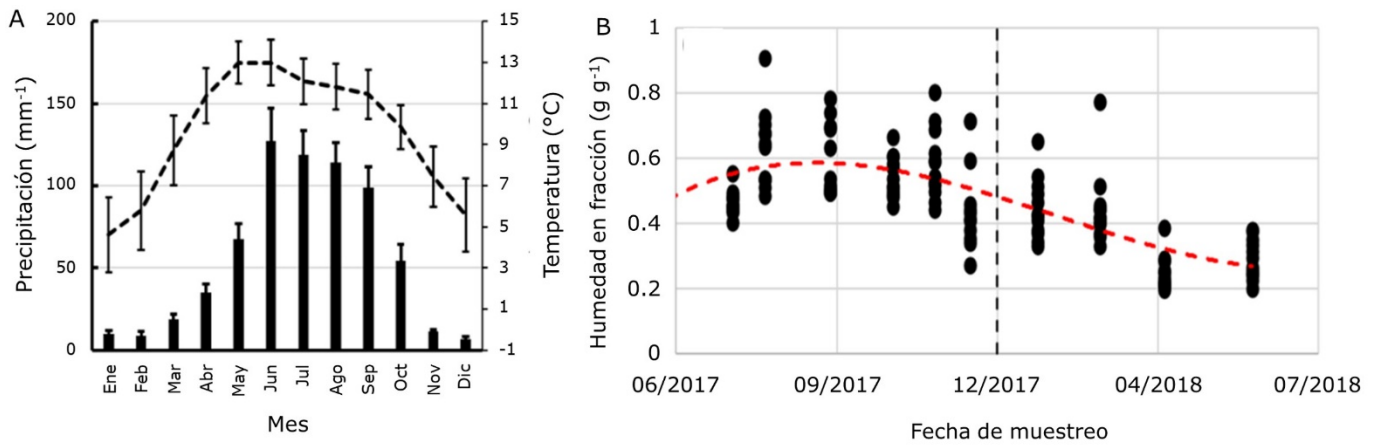
### Área de estudio

El área de estudio se ubicó en el monte Tláloc, Estado de México (19°23'06" N, - 98°44'17" O), perteneciente al Parque Nacional Iztaccíhuatl-Popocatepetl (Figura 1). El monte Tláloc tiene una altitud máxima de 4 125 m y presenta un clima semifrío. La temperatura media anual y la precipitación varían de 7 a 9 °C y de 1 100 a 1 300 mm, respectivamente (Correa-Díaz *et al.*, 2021). La vegetación forestal está dominada por la mezcla de *Abies religiosa* (Kunth) Schltdl. & Cham. y *Pinus hartwegii* hasta la cota de 3 500 msnm y superior a esta, se localizan rodales puros de *Pinus hartwegii* hasta los 4 000 msnm, aproximadamente. En la Figura 2 se muestra información sobre la distribución de la precipitación durante el año y la tendencia en humedad del suelo superficial (10 cm). Sobre el lado oeste de la montaña, se ubicaron cuatro sitios con dos niveles de altitud (3 500 y 3 900 m) y dos exposiciones (noroeste y suroeste).



Los círculos de colores indican los sitios de estudio de acuerdo con su exposición y altitud. La línea blanca señala el límite del Parque Nacional Iztaccíhuatl-Popocatepetl.

**Figura 1.** Localización del área de estudio.



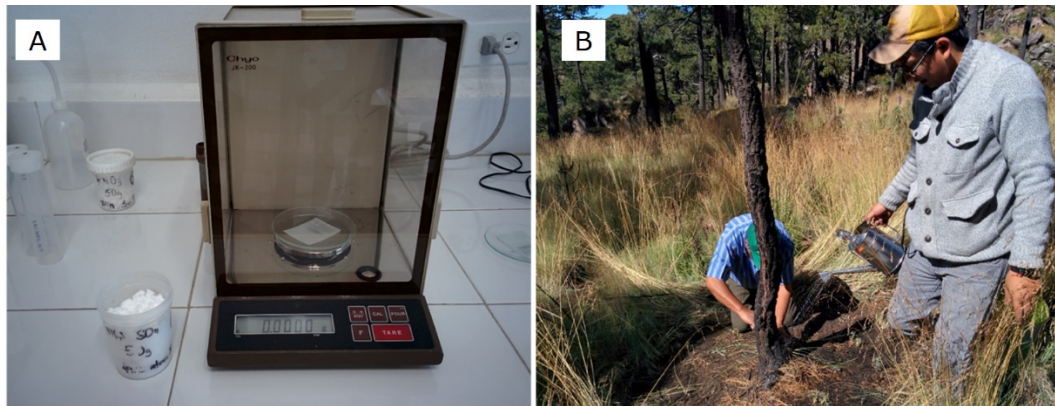
A = Distribución de la precipitación anual y variación de la temperatura, construida con 14 estaciones meteorológicas cercanas al Monte Tláloc; B = Variación en humedad del suelo en los sitios de estudio en los años 2017-2018. La línea roja punteada indica la tendencia general (ajustada con una ecuación polinomial de tercer orden) y la línea punteada vertical indica la separación de los años 2017 y 2018.

**Figura 2.** Información climática general del área de estudio y condición de humedad del suelo superficial (10 cm).

## Fertilización con $^{15}\text{N}$

En otoño de 2016, se fertilizaron árboles con fuentes marcadas de  $^{15}\text{N}$ , mediante dos formas absorbibles: amonio ( $\text{NH}_4^+$ ) y nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ). Para ello, en cada sitio se seleccionaron diez árboles jóvenes ( $DN < 15$  cm y altura total  $< 4$  m); se consideraron ocho árboles para el tratamiento de fertilización (cuatro por cada forma de N), más dos árboles testigo a los que solo se les aplicó agua destilada; lo que dio un total de 40 árboles en el experimento.

Para la fertilización se utilizaron 1.0 g de sulfato de amonio ( $(^{15}\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ , enriquecimiento de 49.2 %) por árbol (Figura 3A), aplicado mediante disolución y riego en la base; se hizo la remoción de vegetación rasante circundante ( $4 \text{ m}^2$ ) y la aplicación a razón de 5 L por  $\text{m}^2$  (Figura 3B). De igual forma, se aplicaron 1.4 g de nitrato de potasio ( $\text{K}^{15}\text{NO}_3$ , enriquecimiento de 56.7 %) por árbol. En ambos casos, se evitó utilizar cantidades superiores a las entradas naturales del sistema ( $0.27 \text{ g N m}^2 \text{ año}^{-1}$ ) para prevenir efectos de sobre fertilización en los árboles tratados (Gomez *et al.*, 2002).



A = Pesado de fertilizantes enriquecidos con el isótopo de Nitrógeno ( $^{15}\text{N}$ );

B = Remoción de vegetación rasante circundante previo a la fertilización con  $^{15}\text{N}$ .

**Figura 3.** Etapas del procedimiento metodológico para la aplicación de fertilizante marcado.

### Estimación de N en el follaje

La concentración de  $^{15}\text{N}$  absorbida, se evaluó en el verano de 2017 mediante un muestreo del follaje de los años 2016 y 2017 de los árboles fertilizados y del testigo en cada sitio de observación. El follaje se secó en una estufa (*Sheldon*<sup>®</sup> Fx14-S) por 48 h a 75 °C hasta obtener peso constante, para después molerlo y colocarlo en micro capsulas de estaño para el análisis de  $^{15}\text{N}$  ( $\approx 5$  mg). Se hizo un muestreo de follaje de árboles maduros ( $DN > 30$  cm y altura total  $> 10$  m) para registrar información adicional y confirmatoria de la abundancia natural isotópica de  $^{15}\text{N}$  en rodales de *P. hartwegii*. El análisis de la composición de  $^{15}\text{N}$  en follaje se realizó en el Laboratorio de Isótopos Estables de la Universidad de California, *Davis*, EE. UU.



También, se calculó la composición de  $^{15}\text{N}$  y se hicieron las determinaciones de Nitrógeno total en las muestras foliares.

## **Estimación de biomasa y follaje total del árbol**

Se estimó la biomasa total y follaje de los árboles muestreados con las ecuaciones desarrolladas por Carrillo *et al.* (2016), las cuales consideran una distribución de 65.3 % en el fuste, 23.8 % en ramas y 10.9 % en follaje del arbolado de *Pinus hartwegii*.

## **Mineralización de N del suelo superficial**

Para medir la mineralización del suelo superficial, se recolectaron muestras de suelo mineral de los primeros 10 cm de profundidad en 10 fechas a lo largo del año. La extracción de las formas de N, amonio y nitrato, se hizo con una solución de KCl 2 M, y la determinación con el método micro-*Kjeldahl*, mediante destilación por arrastre de vapor como se indica en el método AS-08 de la NOM-021-SEMARNAT-2000 (Semarnat, 2002) y en Bremner y Keeney (1966).

## **Análisis estadístico**

**Experimento con  $^{15}\text{N}$ .** Para confirmar que hubo absorción de  $^{15}\text{N}$  en los árboles del experimento, se compararon las medias en composición de  $^{15}\text{N}$  foliar entre árboles marcados y no marcados mediante la prueba de *Tukey* con nivel de significancia de 95 %. Se analizaron muestras compuestas de follaje actual y follaje del año anterior, a partir de que la masa foliar de *Pinus hartwegii* se compone, principalmente, de las dos últimas cohortes de hoja. Como variables de respuesta principales se consideraron el porcentaje de N derivado de la fuente enriquecida y el porcentaje neto de recuperación de  $^{15}\text{N}$  en cada tratamiento (Cabrera y Kissel, 1989; Chávez-Aguilar *et al.*, 2006).

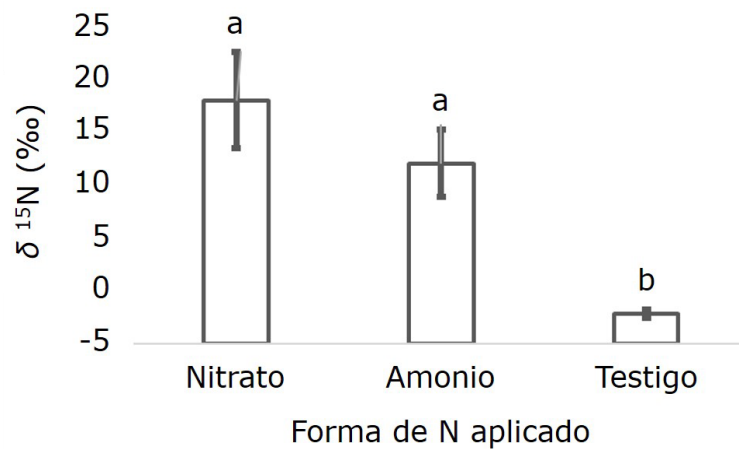
Se verificó la distribución normal de las variables mediante la prueba de *Shapiro-Wilk* y dado que los datos no mostraban una distribución normal, se transformaron a logaritmo. Posteriormente, los datos se analizaron como un diseño factorial  $2^3$  en el que los factores de altitud, exposición y forma de Nitrógeno tuvieron dos niveles.

**Experimento de mineralización de N.** Dado que en este caso se realizaron muestras repetidas en el tiempo, la mineralización de N se evaluó con un análisis longitudinal (Littell *et al.*, 1998) en el cual cada una de las cuatro combinaciones de altitud y exposición tuvo 10 fechas de medición durante el año.

## **Resultados y Discusión**

### **Evidencia de absorción de $^{15}\text{N}$**

Los resultados sobre la absorción de las fuentes de  $^{15}\text{N}$  mostraron que los árboles del experimento que se fertilizó con las dos formas de N (amonio o nitrato) registraron valores superiores de composición isotópica de  $^{15}\text{N}$ , con respecto a los árboles testigo (Figura 4). Los ejemplares que se fertilizaron con  $^{15}\text{N}$  presentaron mayor variabilidad en composición isotópica de N ( $\delta^{15}\text{N}$ ) comparados con los árboles no fertilizados, lo que es un resultado esperado ya que la abundancia natural de  $^{15}\text{N}$  en el follaje es muy estable en ecosistemas naturales (Silva *et al.*, 2015). Asimismo, no se observaron diferencias en las concentraciones de  $\delta^{15}\text{N}$  de follaje de los arboles testigo y los árboles maduros incluidos como referencia adicional.

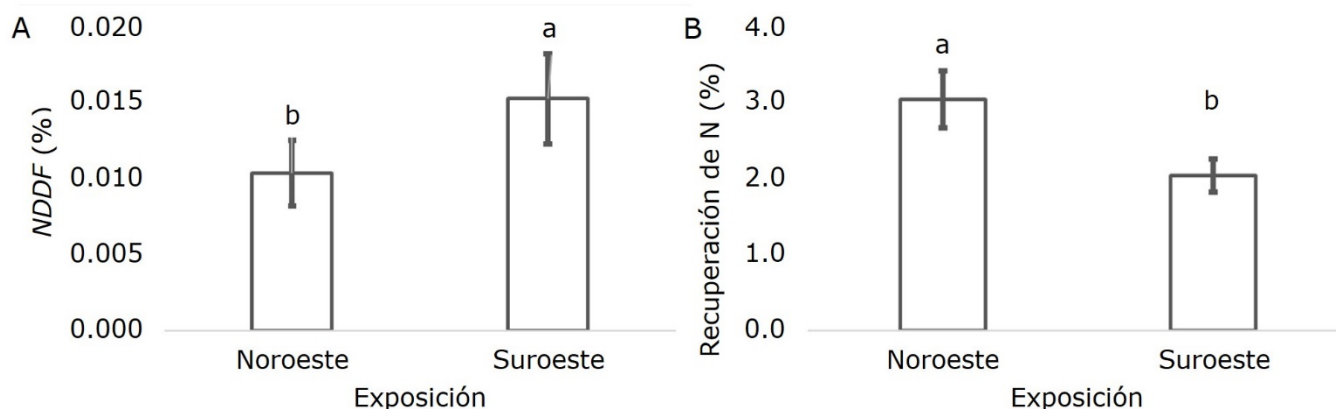


Las barras representan el error estándar. Las letras iguales sobre la barra indican tratamientos estadísticamente iguales ( $P > 0.05$ ).

**Figura 4.** Composición de  $^{15}\text{N}$  entre árboles marcados y árboles testigo.

## Efecto de la exposición

El análisis estadístico no indicó interacciones significativas sobre la absorción de las fuentes de  $^{15}\text{N}$ ; sin embargo, el efecto de la exposición y las formas de N inorgánico fueron significativos ( $P < 0.05$ ). El nitrógeno derivado de la fuente (*NDDF*), que se refiere al porcentaje de N que representan las fuentes marcadas integradas al follaje, fue mayor en la exposición suroeste (Figura 5A). Pero el porcentaje de Nitrógeno recuperado de las fuentes marcadas fue superior en las exposiciones noroeste. Los resultados indican que, en ambas exposiciones, el  $^{15}\text{N}$  aplicado al suelo se movilizó al follaje de los árboles (Figura 5A), pero si se consideran las cantidades netas respecto a la cantidad de  $^{15}\text{N}$  inicialmente aplicado al suelo, se recuperó una mayor masa en las exposiciones noroeste (Figura 5B).



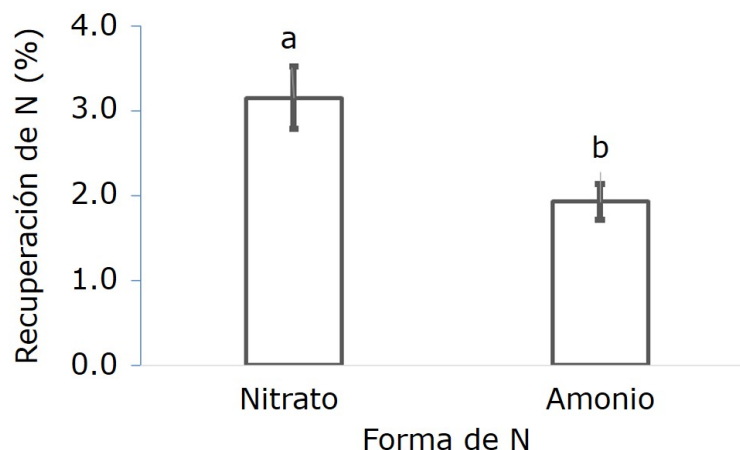
A = Porcentaje de N derivado del fertilizante marcado; B = Porcentaje de la recuperación de fertilizante marcado. Las barras corresponden al error estándar y las diferencias estadísticas al 5 %.

**Figura 5.** Identificación del movimiento de N del suelo al follaje.

Con relación a la primera hipótesis se cumplió solo de forma parcial, ya que la exposición fue significativa, pero la altitud no lo fue; es decir, que para la absorción de las fuentes marcadas con  $^{15}\text{N}$  esta variable no fue relevante.

### **Diferencias entre las formas de N**

La forma de N fue estadísticamente diferente ( $P < 0.05$ ). Se recuperó más nitrato- $^{15}\text{N}$  que amonio- $^{15}\text{N}$ , por lo que se rechaza la segunda hipótesis del estudio (Figura 6). Este resultado indica que el nitrato fue la forma más absorbida por los árboles de *P. hartwegii*, y es consistente con los resultados de Gurmesa *et al.* (2022). En un estudio con *Abies religiosa*, Chávez-Aguilar *et al.* (2006) también confirmaron la preferencia de absorción de nitrato sobre la de amonio, tanto en tratamientos de aplicación foliar como con aplicación al suelo. Sin embargo, contrasta con el de Liu *et al.* (2017), quienes concluyeron que en ecosistemas tropicales y en templados, los árboles absorben preferencialmente amonio o formas orgánicas en comparación con el nitrato. A pesar de las discrepancias que aún existen en la literatura sobre la preferencia entre amonio y nitrato, los resultados del presente estudio podrían explicarse por la alta movilidad del nitrato en el suelo. Otra explicación de una recuperación neta mayor de N en las exposiciones noroeste, es el hecho de que estas la humedad del suelo sea superior durante el año por recibir menos radiación solar, con respecto a la exposición suroeste.



Las barras corresponden al error estándar.

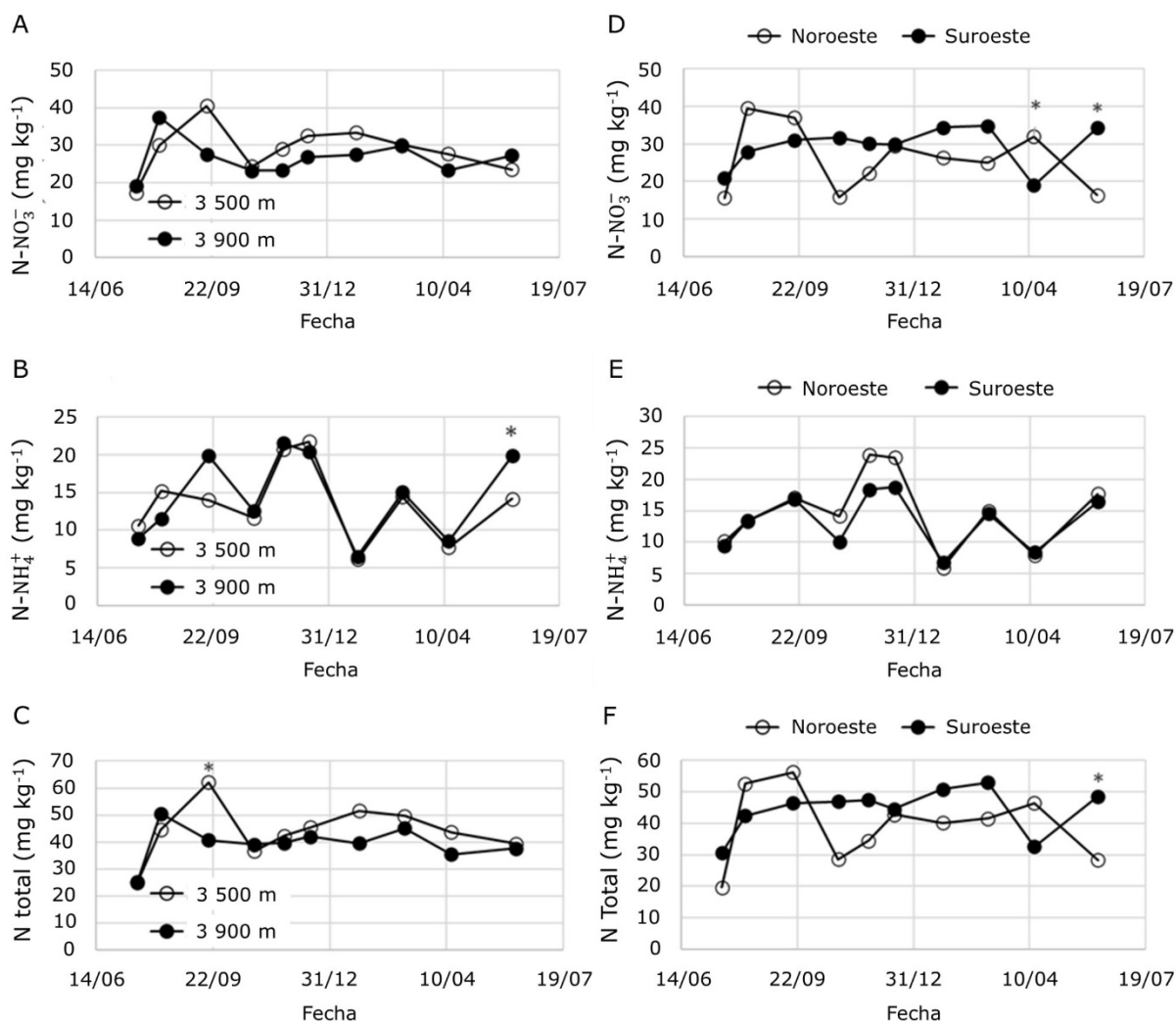
**Figura 6.** Recuperación de  $^{15}\text{N}$  por forma de N.

Desde el punto de vista energético y por el diferencial de carga, se esperaría más asimilación de amonio en los árboles; además, la carga positiva de esta forma limita su movilidad en el suelo; además hay una gran demanda de amonio por los microorganismos en los suelos forestales (Gurmesa *et al.*, 2022). Posiblemente, la explicación de mayor absorción de nitrato está en que la acumulación de amonio en la planta es un riesgo potencial de toxicidad, si se llega a acumular en las plantas (Gerendás *et al.*, 1997; Schlesinger y Bernhardt, 2020). Por lo anterior, a pesar del menor costo energético que representa el amonio para fines de absorción, el nitrato se absorbió más eficientemente.

## Mineralización de nitrógeno

La variación de nitrato y amonio, así como del N total (suma de amonio y nitrato) fue similar a través del tiempo, sin evidenciar diferencias significativas por la altitud

o la exposición. No obstante, a nivel de fechas específicas se identificaron algunas diferencias significativas. Por ejemplo, la mineralización de nitrato fue superior en el noroeste en el mes de abril y lo opuesto en el mes de junio cuando se observó más nitrato en la exposición suroeste (Figura 7D). Esta alternancia en la cantidad de nitrato podría estar relacionada con la humedad y aireación del suelo, ya que el mes de abril corresponde a la estación seca y aun en sitios con exposición noroeste, el contenido de humedad del suelo disminuye. En el caso de la exposición suroeste es probable que el suelo también haya tenido bajos niveles de humedad, ya que la medición corresponde a inicios del mes de junio, cuando se está estableciendo la estación de lluvias.



A, B y C = Cambios con respecto a la elevación; D, E y F = Cambios con respecto a la exposición.

**Figura 7.** Mineralización de N en el tiempo, nitrato, amonio y N total, evaluados de julio de 2017 a junio de 2018, en los primeros 10 cm de suelo superficial en rodales de *Pinus hartwegii* Lindl.

La cantidad de amonio presente en junio fue significativamente superior a 3 900 m de altitud, comparada con la de 3 500 m (Figura 7B), lo que es consistente con mayores contenidos de humedad del suelo a 3 900 msnm. Con respecto a N total, la mineralización fue superior en el mes de septiembre en la altitud baja de 3 500 m



(Figura 7C). Asimismo, la exposición suroeste superó en N total a la noroeste en el mes de junio (Figura 7F). Aunque esta diferencia solo fue significativa para finales de junio, los datos sugieren que el potencial de salida de N del ecosistema es mayor en las exposiciones suroeste.

A pesar de que se observaron diferencias significativas en el tiempo, estas no se mantuvieron durante el año evaluado, hubo una tendencia de cantidades más altas de nitrato y N total en las altitudes más bajas (Figura 7C), lo que concuerda con el hecho de que al aumentar la altitud se reduce la actividad microbiana, y con ello la mineralización (McNown y Sullivan, 2013; Schlesinger y Bernhardt, 2020). En resumen, de acuerdo con los resultados, las altitudes bajas de la distribución natural de *P. hartwegii* (3 500 m), con exposiciones al suroeste, son las localidades más susceptibles de presentar alteraciones en el ciclo del N.

### **Relación entre mineralización de N y absorción de $^{15}\text{N}$**

No se observó una relación clara entre el experimento de absorción de  $^{15}\text{N}$  y las tendencias de mineralización de N durante el año. Por lo tanto, se rechaza la tercera hipótesis. Una explicación para la falta de correlación es que mientras el experimento con  $^{15}\text{N}$  se realizó en la estación de otoño, el de mineralización representa los cambios de todo el año. Dado que la absorción activa de N depende también de la fase de crecimiento del árbol, la pregunta para futuros estudios es, si la preferencia por nitrato se mantiene durante todo el año. Hasta ahora los estudios de gran escala sostienen esa hipótesis (Gurmesa *et al.*, 2022).

## **Conclusiones**

Los resultados sugieren que *P. hartwegii* absorbe más nitrato en comparación con el amonio, pues la eficiencia en la absorción es influida por las formas de N disponibles en el suelo y por las condiciones estacionales, lo que le ha permitido colonizar sitios de gran altitud con condiciones adversas en clima, suelo y de disponibilidad de N. La variable exposición tiene mayor efecto en la absorción de N que la variable altitud.

## **Agradecimientos**

Los autores agradecen a la Universidad de California, campus *Davis*, por el apoyo de la estancia de investigación del primer autor. Al programa *UC-Mexus* (proyecto CN-13-546) y el *J. G. Boswell Endowed Chair in Soil* por el financiamiento de la investigación.

## **Conflicto de intereses**

Los autores declaran no tener conflicto de intereses.

## **Contribución por autor**

Arian Correa Díaz: establecimiento y conducción de experimento de campo, escritura de borradores, preparación y manejo de muestras del experimento; Armando Gómez Guerrero: planeación del experimento de campo, escritura del borrador y análisis e interpretación de resultados; William R. Horwath: planeación del experimento, análisis de resultados y financiamiento de la investigación.

## Referencias

- Baldos, A. P., M. D. Corre and E. Veldkamp. 2015. Response of N cycling to nutrient inputs in forest soils across a 1000–3000 m elevation gradient in the Ecuadorian Andes. *Ecology* 96(3):749-761. Doi: 10.1890/14-0295.1.
- Binkley, D. and R. F. Fisher. 2019. *Ecology and management of forest soils*. Wiley-Blackwell. West Sussex, WS, United Kingdom. 456 p.
- Biondi, F. 2001. A 400-year tree-ring chronology from the tropical treeline of North America. *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 30(3):162-166. Doi: 10.1579/0044-7447-30.3.162.
- Bolaños-Sánchez, C., J. V. Prado-Hernández, J. L. Silván-Cárdenas, M. A. Vázquez-Peña, J. M. Madrigal-Gómez and A. Martínez-Ruíz. 2021. Estimating rainfall interception of *Pinus hartwegii* and *Abies religiosa* using analytical models and point cloud. *Forests* 12(7):866. Doi: 10.3390/f12070866.
- Bonito, G. M., D. C. Coleman, B. L. Haines and M. L. Cabrera. 2003. Can nitrogen budgets explain differences in soil nitrogen mineralization rates of forest stands along an elevation gradient? *Forest Ecology and Management* 176(1-3):563-574. Doi: 10.1016/S0378-1127(02)00234-7.
- Bremner, J. M. and D. R. Keeney. 1966. Determination and Isotope-Ratio Analysis of Different Forms of Nitrogen in Soils: 3. Exchangeable Ammonium, Nitrate, and Nitrite by Extraction-Distillation Methods<sup>1</sup>. *Soil Science Society of America Journal* 30(5):577. Doi: 10.2136/sssaj1966.03615995003000050015x.
- Cabrera, M. L. and D. E. Kissel. 1989. Review and simplification of calculations in <sup>15</sup>N tracer studies. *Fertilizer research* 20:11-15. Doi: 10.1007/BF01055396.
- Carrillo A., F., M. Acosta M., C. del R. Jiménez C., L. González M. y J. D. Etchevers B. 2016. Ecuaciones alométricas para estimar la biomasa y el carbono de la parte

aérea de *Pinus hartwegii* en el Parque Nacional Ixta-Popo, México. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas* 7(3):681-691. Doi: 10.29312/remexca.v7i3.327.

Chávez-Aguilar, G., M. E. Fenn, A. Gómez-Guerrero, J. Vargas-Hernández y W. R. Horwath. 2006. Absorción foliar de nitrógeno por depósito húmedo simulado en follaje nuevo de *Abies religiosa* (H. B. K.) Schl. et Cham. *Agrociencia* 40(3):373-381. <https://www.agrociencia-colpos.org/index.php/agrociencia/article/view/471>. (16 de octubre de 2023).

Correa-Díaz, A., A. Gómez-Guerrero and E. Velasco-Bautista. 2021. A close up of daily temperature and moisture in two Mexican high-elevation forests. *Madera y Bosques* 27(3):e2732206. Doi: 10.21829/myb.2021.2732206.

Correa-Díaz, A., L. C. R. Silva, W. R. Horwath, A. Gómez-Guerrero, ... and J. Suárez-Espinoza. 2019. Linking remote sensing and dendrochronology to quantify climate-induced shifts in high-elevation forests over space and time. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 124(1):166-183. Doi: 10.1029/2018JG004687.

Gerendás, J., Z. Zhu, R. Bendixen, R. G. Ratcliffe and B. Sattelmacher. 1997. Physiological and biochemical processes related to ammonium toxicity in higher plants. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 160(2):239-251. Doi: 10.1002/jpln.19971600218.

Gomez G., A., R. F. Powers, M. J. Singer and W. R. Horwath. 2002. N uptake and N status in ponderosa pine as affected by soil compaction and forest floor removal. *Plant and Soil* 242:263-275. Doi: 10.1023/A:1016218316381.

Gómez-Guerrero, A. and T. Doane. 2018. The response of forest ecosystems to climate change. *In*: Horwath, W. R. and K. Yakov (Eds.). *Climate change impacts on soil processes and ecosystem properties*. Elsevier. Amsterdam, AMS, The Netherlands. pp. 185-206.

Gómez-Guerrero, A., A. Correa-Díaz y L. U. Castruita-Esparza. 2021. Cambio climático y dinámica de los ecosistemas forestales. *Revista Fitotecnia Mexicana* 44(4):673-682. Doi: 10.35196/rfm.2021.4.673.

- Gurmesa, G. A., A. Wang, S. Li, S. Peng, ... and Y. Fang. 2022. Retention of deposited ammonium and nitrate and its impact on the global forest carbon sink. *Nature Communications* 13:880. Doi: 10.1038/s41467-022-28345-1.
- Johnson, D. W., D. W. Glass, J. D. Murphy, C. M. Stein and W. W. Miller. 2010. Nutrient hot spots in some Sierra Nevada forest soils. *Biogeochemistry* 101:93-103. Doi: 10.1007/s10533-010-9423-8.
- Littell, R. C., P. R. Henry and C. B. Ammerman. 1998. Statistical analysis of repeated measures data using SAS procedures. *Journal of Animal Science* 76(4):1216-1231. Doi: 10.2527/1998.7641216x.
- Liu, M., C. Li, X.Xu, W. Wanek, ... and X. Yang. 2017. Organic and inorganic nitrogen uptake by 21 dominant tree species in temperate and tropical forests. *Tree Physiology* 37(11):1515-1526. Doi: 10.1093/treephys/tpx046.
- McNown, R. W. and P. F. Sullivan. 2013. Low photosynthesis of treeline white spruce is associated with limited soil nitrogen availability in the Western Brooks Range, Alaska. *Functional Ecology* 27:672-683. Doi: 10.1111/1365-2435.12082.
- Prescott, C. E., G. D. Hope and L. L. Blevins. 2003. Effect of gap size on litter decomposition and soil nitrate concentrations in a high-elevation spruce fir forest. *Canadian Journal of Forest Research* 33(11):2210. Doi: 10.1139/x03-152.
- Sáenz-Romero, C., E. Mendoza-Maya, E. Gómez-Pineda, A. Blanco-García, ... and J. J. Vargas-Hernández. 2020. Recent evidence of Mexican temperate forest decline and the need for *ex situ* conservation, assisted migration and translocation of species ensembles as adaptive management to face projected climatic change impacts in a megadiverse country. *Canadian Journal of Forest Research* 50(9):843. Doi: 10.1139/cjfr-2019-0329.
- Schleppi, P., I. Bucher-Wallin, F. Hagedorn and C. Körner. 2012. Increased nitrate availability in the soil of a mixed mature temperate forest subjected to elevated CO<sub>2</sub> concentration (canopy FACE). *Global Change Biology* 18(2):757-768. Doi: 10.1111/j.1365-2486.2011.02559.x.

Schlesinger, W. H. and E. S. Bernhardt. 2020. Biogeochemistry: An analysis of global change. Academic Press. San Diego, CA, United States of America. 672 p.

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (Semarnat). 2002. Norma Oficial Mexicana NOM-021-Semarnat-2000 que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudio, muestreo y análisis. Diario Oficial de la Federación. Venustiano Carranza, D. F., México. 85 p. <https://biblioteca.semarnat.gob.mx/janium/Documentos/Ciga/libros2009/DO2280n.pdf>. (16 de octubre de 2023).

Silva, L. C. R., A. Gómez-Guerrero, T. A. Doane and W. R. Horwath. 2015. Isotopic and nutritional evidence for species-and site-specific responses to N deposition and elevated CO<sub>2</sub> in temperate forests. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 120:1110-1123. Doi: 10.1002/2014JG002865.

Torres-Duque, F., A. Gómez-Guerrero, L. I. Trejo-Téllez, V. J. Reyes-Hernández y A. Correa-Díaz. 2022a. Stoichiometry of needle litterfall of *Pinus hartwegii* Lindl. in two alpine forests of central Mexico. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 28(1):57-74. Doi: 10.5154/r.rchscfa.2020.12.077.

Torres-Duque, F., A. Gómez-Guerrero, L. I. Trejo-Téllez, V. J. Reyes-Hernández y A. Correa-Díaz. 2022b. Soil inorganic nitrogen pulses and leaf nitrogen resorption in two *Pinus hartwegii* Lindl. forests. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 28(2):257-269. Doi: 10.5154/r.rchscfa.2021.02.010.

Zhou, X., A. Wang, E. A. Hobbie, F. Zhu, ... and Y. Fang. 2021. Mature conifers assimilate nitrate as efficiently as ammonium from soils in four forest plantations. *New Phytologist* 229(6):3184-3194. Doi: 10.1111/nph.17110.



Todos los textos publicados por la **Revista Mexicana de Ciencias Forestales** –sin excepción– se distribuyen amparados bajo la licencia *Creative Commons 4.0 Atribución-No Comercial (CC BY-NC 4.0 Internacional)*, que permite a terceros utilizar lo publicado siempre que mencionen la autoría del trabajo y a la primera publicación en esta revista.