



DOI: [10.29298/rmcf.v16i92.1584](https://doi.org/10.29298/rmcf.v16i92.1584)

Artículo de investigación

Cambios en la cantidad y calidad del carbono del suelo por efecto del aprovechamiento forestal

Changes in soil carbon quantity and quality due to forest harvesting

Ana Laura Martínez-Campos¹, Armando Gómez-Guerrero^{1*}, Gregorio
Ángeles-Perez¹, Juliana Padilla-Cuevas²

Fecha de recepción/Reception date: 24 de junio de 2025
Fecha de aceptación/Acceptance date: 5 de noviembre de 2025

¹Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo. Posgrado en Ciencias Forestales. México.

²Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo. Posgrado en Edafología. México.

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

*Corresponding author; e-mail: agomezg@colpos.mx

Resumen

El suelo es el principal reservorio de carbono en los bosques. El aprovechamiento forestal puede afectar la cantidad y calidad de carbono orgánico del suelo, así como su potencial de respiración; sin embargo, hay pocos estudios al respecto. Por lo que se propuso determinar la masa de carbono orgánico hasta 80 cm de profundidad del suelo, conocer la relación *C/N* y determinar el potencial de respiración de CO₂ del suelo superficial (0-15 cm), en rodales de oyamel con (CA) y sin (SA) aprovechamiento maderable, ubicados en el municipio Atlautla, Estado de México. Se seleccionaron tres rodales aprovechados tres años antes y tres sin aprovechamiento. La comparación entre sitios se hizo mediante la prueba de *Mann-Whitney* ($p > 0.05$). No se obtuvieron diferencias significativas en densidad aparente, carbono del suelo o respiración potencial entre sitios CA y SA. La relación *C/N* solo fue estadísticamente menor en la profundidad de 45 cm en los rodales SA, indicando carbono de fácil descomposición. El carbono respirado correspondió a 4.6 y 6.3 % del carbono edáfico para rodales CA y SA, respectivamente. Este resultado es contrario a lo esperado, dado que la remoción del suelo por aprovechamiento maderable podría estimular la oxidación del carbono; pero consistente con la tendencia de menor relación *C/N*, que sugiere más carbono lábil en sitios SA. El plazo corto (tres años), intensidades de corta bajas y la alta variabilidad de los suelos forestales dificultan detectar cambios en masa y calidad de carbono edáfico por efecto del aprovechamiento forestal.

Palabras clave: Carbono orgánico del suelo, manejo forestal, relación *C/N*, reservorio de carbono, respiración del suelo, suelos forestales.

Abstract

Soil is the main carbon reservoir in forest ecosystems. Forest harvesting may alter both the quantity and quality of soil organic carbon (SOC) and its respiration potential; however, few studies have addressed these effects. This study aimed to quantify organic carbon mass to 80 cm depth, the C/N ratio, and estimate the potential CO₂ respiration of surface soil (0-15 cm) in *Abies religiosa* stands with (CA) and without (SA) timber harvesting. The study was conducted in *Atlautla*, State of Mexico, where three harvested stands (three years after logging) and three unharvested stands were selected. Comparisons between sites were made using the Mann-Whitney test ($p > 0.05$). No significant differences were found in bulk density, SOC content, or potential respiration between CA and SA stands. The C/N ratio was significantly lower at 45 cm depth in SA stands, indicating more labile carbon. Respired carbon represented 4.6 and 6.3 % of total SOC for CA and SA stands, respectively. Although this result was contrary to expectations, since soil disturbance from logging could enhance carbon oxidation, it was consistent with the trend of lower C/N ratio, suggesting higher labile soil carbon in SA sites. Due to the short post-harvest period (three years), low harvesting intensity, and high natural soil variability, detecting changes in soil carbon mass and quality caused by forest harvesting is difficult.

Key words: Soil organic carbon, forest management, C/N ratio, carbon reservoir, soil respiration, forest soils

Introducción

El incremento de emisiones de CO₂ se explica en gran parte por el uso de combustibles fósiles y la deforestación (Hansen et al., 2013). El incremento en CO₂ atmosférico influye en el aumento de la temperatura y la variación climática, como lo señalan los informes del Panel Intergubernamental sobre el Cambio Climático (IPCC) (Anderegg et al., 2015; Lee et al., 2023).

En México, la variación del clima se refleja en los registros de sequías del Servicio Meteorológico Nacional (SMN, 2025), los cuales también advierten sobre futuros efectos negativos en la funcionalidad de los bosques y los servicios ecosistémicos que proveen.

Ante este escenario el suelo, como uno de los principales reservorios de carbono, es importante como una entidad reguladora de emisiones naturales de CO₂. El papel del suelo destaca principalmente por su servicio de soporte y su capacidad para retener carbono estabilizado en el largo plazo (Seidl et al., 2017).

Los suelos forestales representan hasta tres veces la masa de carbono aéreo en un bosque (Schlesinger & Bernhardt, 2020); sin embargo, un manejo inadecuado del ecosistema puede convertirlos en importantes emisores de CO₂ (Lal, 2005).

Los estudios de carbono edáfico en ecosistemas forestales bajo aprovechamiento aún son escasos y se requiere de mayor investigación para proponer las mejores prácticas de manejo del bosque (Clarke et al., 2015; Gómez-Guerrero & Doane, 2018). Mediante este tipo de estudios se busca determinar las estrategias que permitan preservar o aumentar los reservorios de carbono edáfico, manteniendo el aprovechamiento forestal sustentable (Cortés-Pérez et al., 2021).

Determinar el contenido de carbono orgánico total (*COT*) es un conocimiento útil para entender el ciclo de carbono en diferentes bosques y bajo diferente intensidad de manejo. Si las entradas de carbono se compensan con las pérdidas por respiración, deforestación, erosión, incendios u otros procesos degradativos, el reservorio del suelo se mantiene estable y no se intensifica su contribución al efecto invernadero (Pan et al., 2024). Además de las cantidades netas de carbono, la dinámica del mismo es importante y es posible cuantificarlo con el potencial de respiración del suelo (Zinke & Stangenberger, 2000).

Dado que el aprovechamiento forestal altera las propiedades físicas del suelo superficial, se espera que promueva mayores tasas de respiración de CO₂ (Achat et al., 2015). Sin embargo, los efectos del aprovechamiento forestal sobre los reservorios de carbono dependen de la resiliencia de cada tipo del suelo; por ejemplo, los Ultisoles y Spodosoles son menos resilientes que los Andisoles (James & Harrison, 2016).

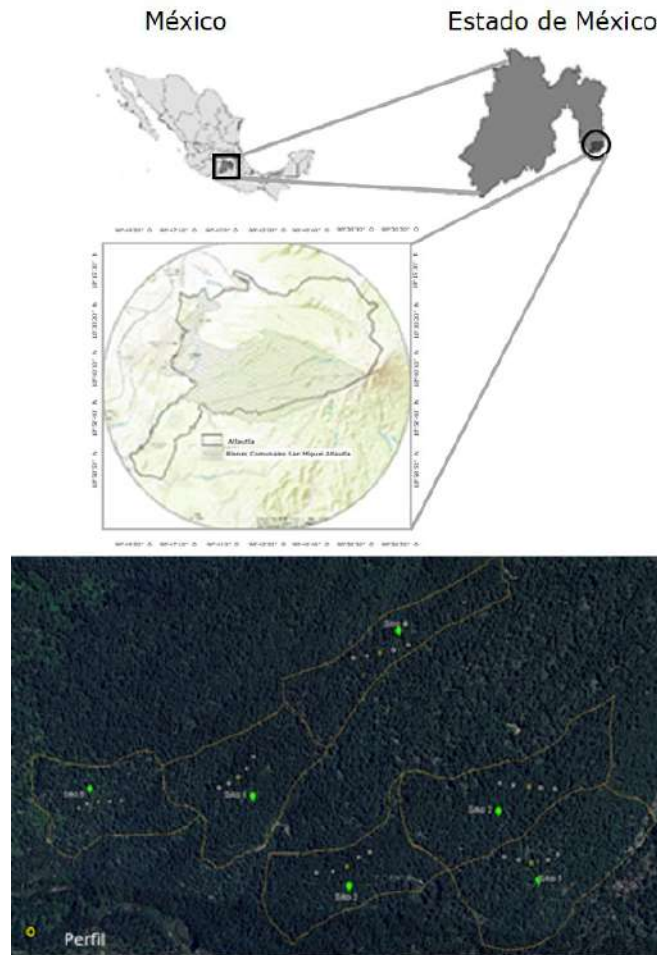
Por lo anterior, los objetivos del estudio fueron: (a) Determinar la masa de carbono edáfico almacenado y su distribución a diferentes profundidades del suelo; (b) Conocer la calidad del carbono mediante la relación *C/N*; y (c) Determinar el potencial de respiración del suelo superficial (0-15 cm) en rodales con aprovechamiento (CA) y sin aprovechamiento (SA). La hipótesis nula fue que independientemente del historial de

aprovechamiento forestal, los suelos de todos los rodales estudiados contienen similar masa de carbono total almacenado a 0.8 m de profundidad, así como similar relación C/N del suelo y potencial de respiración del suelo superficial (0-15 cm).

Materiales y Métodos

Área de estudio

El área de estudio se ubicó entre las coordenadas extremas 19°04'58.04"-18°59'26.67" latitud norte y 98°37'46.25"-98°48'45.38" longitud oeste (Figura 1), y corresponden a las tierras forestales de Bienes Comunales de San Miguel Atlautla, municipio Atlautla, Estado de México. El clima es C(E)(w₂)(w)b(i)g semifrío, subhúmedo, con lluvias en verano, con precipitación invernal menor a 5 %, temperatura media anual entre 5 y 12 °C, con una precipitación media anual de 800 a 1 300 mm. Los suelos presentes, de acuerdo con la clasificación FAO-UNESCO de 1988 son Regosol eútrico y Andosol vítrico de textura gruesa (Instituto de Información e Investigación Geográfica, Estadística y Catastral del Estado de México [Igecem], 2019). De acuerdo con la Serie VII-Uso de suelo y vegetación del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (Inegi, 2018), la vegetación está conformada por bosque de oyamel [*Abies religiosa* (Kunth) Schltdl. & Cham.].



1, 2 y 3 = Sitios con aprovechamiento forestal maderable (CA); 4, 5 y 6 = Sitios sin aprovechamiento maderable (SA). Los círculos amarillos indican perfiles de suelo y los blancos muestreos complementarios para densidad aparente y respiración del suelo.

Figura 1. Localización de los sitios de muestreo, en Bienes Comunes San Miguel Atlautla, Atlautla, Estado de México.

Establecimiento de sitios y muestreo

Los sitios se establecieron con base en su historial de aprovechamiento maderable. Se seleccionaron tres rodales que fueron aprovechados tres años antes y tres rodales sin aprovechamiento (Figura 1). La gestión de los bosques estudiados se realiza con el Método Mexicano de Ordenación de Bosques Irregulares (MMOBI), que busca tener una distribución de categorías diamétricas cercana a una distribución de *J* invertida, mediante la extracción del arbolado sobre maduro (Leyva-Pablo *et al.*, 2021).

Se procuró que los sitios de estudio fueran similares en: (a) Altitud (2 900 a 3 300 m); (b) Tipo de vegetación (bosques de *Abies religiosa*) y (c) Mismo año de intervención (para el caso de los rodales aprovechados). Una vez identificados, se realizó un muestreo simple aleatorio, con un total de seis sitios. El levantamiento de muestras se realizó entre los meses de mayo a julio de 2024. En cada sitio se excavó un perfil de suelo hasta 0.8 m de profundidad, los cuales se indican con un símbolo verde en la Figura 1. En cada perfil de suelo se obtuvieron ocho muestras a cada 10 cm de profundidad, se depositaron en bolsas de plástico debidamente identificadas. Estas muestras se utilizaron para determinar el carbono orgánico total del suelo (*COT*) y el nitrógeno total (*NT*). El total de muestras para *COT* y *NT* fue de 48.

Para la estimación de la densidad aparente (*DA*) se recolectaron cuatro muestras inalteradas de suelo, a cada 15 cm de profundidad (15-30 cm, 30-45 cm, 45-60 cm y 60-75 cm). Esto último se decidió por la condición homogénea de los Andosoles vítricos en los bosques de estudio. Adicionalmente, se trazó un transecto con cinco puntos separados a 50 m, los cuales se indican como círculos blancos en la Figura 1. Sobre cada punto del transecto, se recolectaron muestras inalteradas de suelo con muestreador cilíndrico de metal (marca *AMS*[®] modelo 400 Soil Bulk Density Sampler) de 5 cm de diámetro y 15 cm de altura, como estimaciones complementarias de *DA* en

suelo superficial. El total de muestras en los perfiles y muestras complementarias para la estimación de *DA* fue de 48.

Las muestras utilizadas para determinar el potencial de respiración del suelo superficial, también se obtuvieron sobre el transecto antes mencionado y cercanas a los puntos donde se recolectaron las muestras complementarias para la *DA* de suelo superficial. En este caso, el total de muestras fue de 24.

Determinación de carbono orgánico del suelo y nitrógeno total

El carbono orgánico total (*COT*) se determinó con un autodeterminador automático de C (*Shimadzu*® TOC SSM 5050A). Para el cálculo de la masa de carbono se utilizó el contenido de carbono orgánico en porcentaje (*% COT*), la densidad aparente y los espesores de horizontes de muestreo. Dado que el suelo es volcánico, ácido y no reactivo al HCl, no se hicieron estimaciones de corrección por carbono inorgánico (carbonatos). La cantidad de carbono en toneladas o Megagramos (Mg) por hectárea se estimó con la siguiente fórmula, que ya considera de manera implícita un factor de ajuste de unidades:

$$C(Mg\ ha^{-1}) = (\% COT)(Prof)(DA) \quad (1)$$

Donde:

C = Masa de carbono en Mg ha^{-1}

$\% COT$ = Contenido de carbono en porcentaje

$Prof$ = Profundidad de horizonte en cm

DA = Densidad aparente en Mg m^{-3}

Para la determinación del NT , se usó el método micro *Kjeldahl*, que consiste en un proceso de digestión con H_2SO_4 concentrado, arrastre de vapor y destilación (Bremmer, 1965). El NT en porcentaje se obtuvo con la siguiente fórmula:

$$N (\%) = \frac{(V_{muestra} - V_{blanco}) N \text{ ácido} \times 14}{muestra \times 10} \quad (2)$$

Donde:

$V_{muestra}$ = Volumen del ácido sulfúrico para titular la muestra

V_{blanco} = Volumen de ácido sulfúrico para titular el blanco

N = Normalidad exacta del ácido sulfúrico

14 = Peso mili-equivalente del N (mg)

Muestra = Peso en gramos

10 = Factor para convertir en porcentaje $\left(\frac{1000}{100}\right)$

El proceso de análisis y determinación de COT y NT , se realizó en el Laboratorio de Fertilidad de Suelos y Química Ambiental del Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, Texcoco, Estado de México.

Determinación de potencial de respiración

La medición del potencial de respiración del suelo se efectuó a través de incubaciones en laboratorio, adaptando la metodología de Rowell (1994), que consistió en un proceso de incubación de muestras de suelo y de arena (material utilizado como parámetro de control). Las muestras se colocaron en un matraz Erlenmeyer de 250 mL, y en un vial se añadieron 10 mL de hidróxido de sodio (NaOH 0.3 M), este se colocó en la tapa del matraz, se selló y las muestras se almacenaron en un sitio oscuro durante 17 días, a temperatura ambiente.

Al finalizar el periodo de incubación, los viales de cada muestra, incluidos los controles, se extrajeron y el remanente de la solución de NaOH se vertió en un matraz de 125 mL, al cual se le adicionaron: 10 mL de agua destilada+10 mL de cloruro de bario (BaCl_2 1 M)+6 gotas de fenolftaleína. Después, se tituló con ácido clorhídrico (HCl 0.1 M) hasta que el color cambió de rosa a incoloro. Se registró el volumen de gasto del HCl, para determinar la cantidad de CO_2 .

Las tasas de respiración estimadas, posteriormente se transformaron a tasas de respiración de campo, para ello se utilizó el dato de densidad aparente y de profundidad de suelo.

Asimismo, se realizó un proceso de estandarización para determinar la concentración exacta de las soluciones de NaOH (0.3 M) y HCl (0.1 M), se aseguró que cumplieran con los valores especificados por la metodología empleada, a través de una titulación acido-base mediante el uso de un patrón primario.

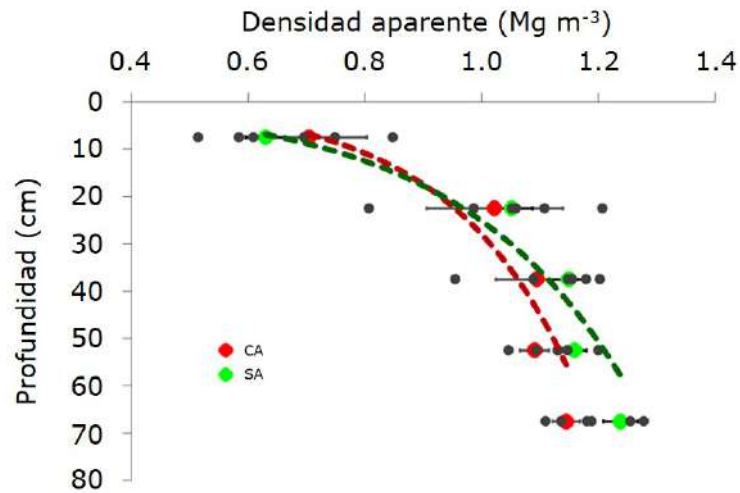
Análisis estadístico

Dado el número reducido de muestras por horizonte (entre tres y ocho), se utilizó la prueba no paramétrica de *Mann-Whitney* para determinar diferencias estadísticas entre rodales CA y SA, se consideró un nivel de significancia de 5 %. El análisis estadístico se hizo con el *software R* versión 4.4.1 (R Core Team, 2024) Las variables de respuesta fueron: porcentaje de carbono, masa de carbono, densidad aparente, relación C/N y potencial de respiración.

Resultados y Discusión

Densidad aparente

Aunque no hubo diferencias estadísticas por el efecto del aprovechamiento, los resultados indicaron una tendencia de mayor variación en densidad aparente, en suelo superficial, de rodales CA. Es posible que esto se deba al grado de perturbación del suelo superficial ocasionado por el aprovechamiento forestal. El arrastre de trozas y la caída de árboles pudo incrementar esa variación en la *DA* del suelo superficial (Figura 2).



No hubo diferencias estadísticas por efecto del aprovechamiento. Las líneas punteadas solo se presentan para describir la tendencia.

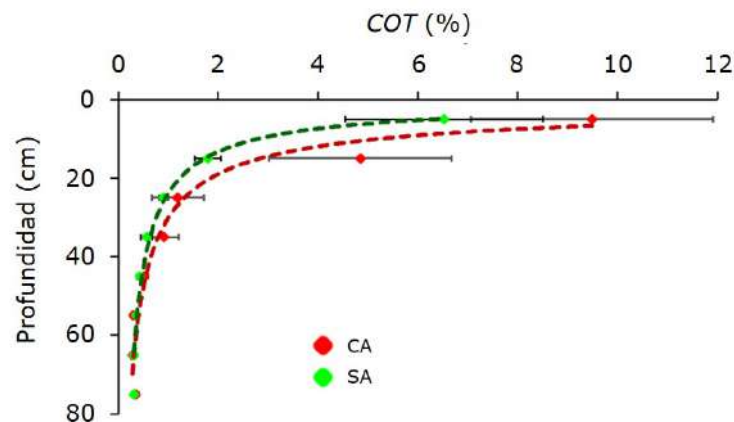
Figura 2. Densidad aparente en los rodales con (CA) y sin (SA) forestal maderable.

Las amplitudes en densidad aparente variaron entre 0.51 y 1.21 Mg m⁻³ en los rodales CA, y de 0.58 a 1.28 Mg m⁻³ para los rodales SA. Estos valores bajos de *DA*, especialmente en el suelo superficial, se explican por la naturaleza de los Andosoles y por impactos bajos sobre la compactación como resultado del aprovechamiento forestal (Binkley & Fisher, 2020). Por otra parte, estos valores de *DA* indican, indirectamente, suelos con buen estado físico, buen drenaje, buena aireación y que permiten un desarrollo adecuado de las raíces (Toivio et al., 2017).

Concentración y masa de carbono

No se obtuvieron diferencias estadísticas del porcentaje de *COT* entre rodales CA y SA. Los valores de *COT* disminuyeron de forma exponencial conforme aumentó la profundidad del suelo. Esta tendencia se explica por el efecto de la descomposición de hojarasca en la parte superficial, así como el mayor aporte de raíces finas con bajos tiempos de residencia y compuestos orgánicos que se movilizan hacia las capas más profundas (Binkley & Fisher, 2020; Schlesinger & Bernhardt, 2020).

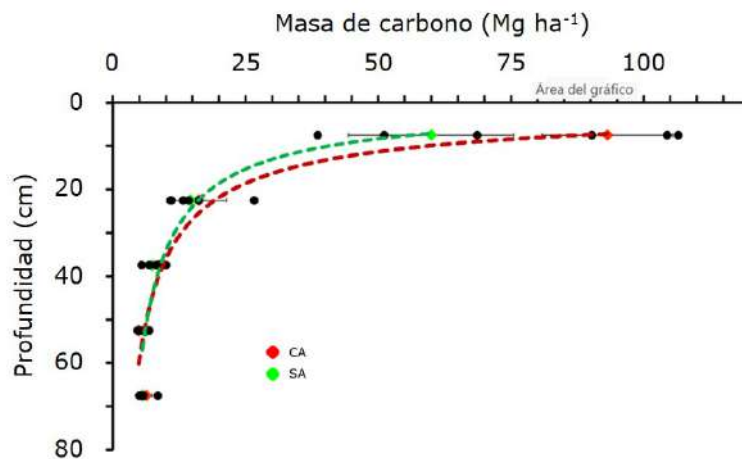
Los sitios CA mostraron tendencia de mayor variabilidad en % *COT*, posiblemente también influenciados por las prácticas de aprovechamiento que impactan el suelo superficial (Figura 3).



No hubo diferencias estadísticas por efecto del aprovechamiento. Las líneas punteadas solo se presentan para describir la tendencia.

Figura 3. Carbono orgánico total (*COT*) en los rodales con (CA) y sin (SA) aprovechamiento forestal maderable.

Con relación a la masa de carbono, se observó que los rodales SA presentaron una tendencia de mayor masa de carbono en el suelo superficial. Sin embargo, a profundidades mayores de 40 cm esa tendencia desaparece y la masa de carbono en rodales con y sin aprovechamiento fue similar (Figura 4). La masa de carbono del suelo estimada a 80 cm de profundidad fue de 129.1 y 93.9 Mg ha⁻¹, para rodales CA y SA, respectivamente.



No hubo diferencias estadísticas por efecto del aprovechamiento. Las líneas punteadas solo se presentan para describir la tendencia.

Figura 4. Masa de carbono en los rodales con (CA) y sin (SA) aprovechamiento forestal maderable.

Los valores de masa de carbono de este trabajo son menores a los citados por otros autores para bosques de *Abies religiosa*, quienes han obtenido valores de 163.09±53.8 Mg ha⁻¹ de COT en los primeros 30 cm de profundidad (Cruz-Sánchez et al., 2021). En otros estudios se han consignado 153±41 Mg ha⁻¹ de carbono para rodales conservados y 95±47 Mg ha⁻¹ para rodales con aprovechamiento (Pérez-Ramírez et al., 2013). Es probable que la menor cantidad de COT registrada en este trabajo se

explique por la reciente formación de los suelos del área. En texturas arenosas la acumulación de carbono es más lenta, comparada con texturas más finas (Binkley & Fisher, 2020).

En algunas investigaciones se indica que la cosecha forestal disminuye el C total del suelo, pero en especial las pérdidas más importantes se observan en los horizontes orgánicos (Mäkipää *et al.*, 2023). En este estudio no se evaluaron horizontes orgánicos. Asimismo, se ha señalado que la remoción de vegetación forestal no afecta de forma significativa la cantidad de carbono del suelo mineral (Zhang *et al.*, 2018).

Las tendencias de masa de carbono son opuestas a lo esperado. Los sitios SA mostraron tendencia de mayor masa de carbono en suelo superficial (0-10 cm) (Figura 4). Este resultado estaría reflejando la variación espacial propia de los suelos de los bosques estudiados; es decir, la variación natural del terreno es tan alta que se requiere una muestra mayor de rodales. También, podría ser que el método aplicado no haya sido suficientemente efectivo para detectar los impactos del aprovechamiento.

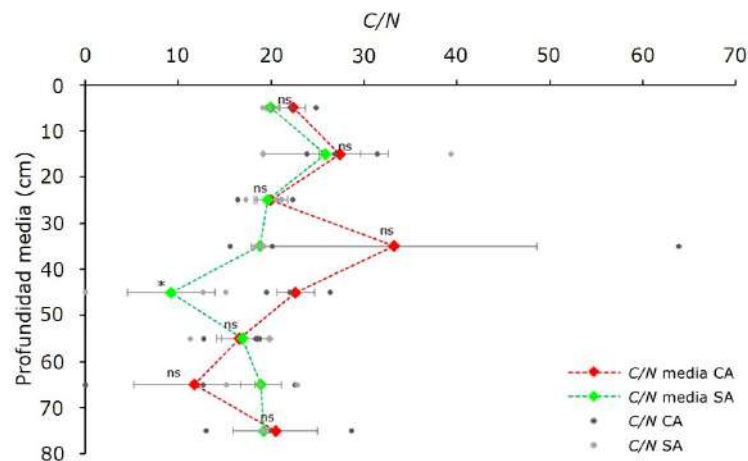
Por otra parte, el efecto de mezclar los horizontes orgánicos y minerales en los rodales sujetos al aprovechamiento maderable debió influir en la tendencia de mayor carbono en rodales CA. Otro factor son las intensidades de corta bajas, menores a 35 % que se usan en métodos de aprovechamiento forestal para bosques irregulares (Leyva-Pablo *et al.*, 2021), como es el caso del área de estudio.

Los resultados también indican que el tiempo transcurrido de tres años no es suficiente para demostrar el efecto del aprovechamiento forestal sobre la cantidad y calidad del carbono del suelo. Particularmente, cuando se evalúan sistemas de aprovechamiento con bajas intensidades de corta.

Relación C/N

Excepto por la profundidad de 45 cm, no se obtuvieron diferencias estadísticas entre rodales CA y SA, con respecto a la relación C/N. En general, hay una tendencia de mayor relación C/N en rodales CA.

Dado que la relación C/N es un indicador de la facilidad de descomposición de la materia orgánica, los resultados indican la presencia de carbono de más fácil descomposición a 45 cm en rodales SA (Figura 5).



CA = Rodales aprovechados; SA = Rodales no aprovechados; ns = Indica que no existen diferencias significativas ($p > 0.05$) a la misma profundidad; * = Indica diferencias significativas a la misma profundidad.

Figura 5. Relación C/N promedio en los sitios de estudio.

La mayoría de los sitios presenta una relación *C/N* menor a 30 indicando que el carbono de todos los rodales es de fácil descomposición. Los valores menores de 30 son favorables para la descomposición de la materia orgánica (Ostrowska & Porębska, 2015).

Respiración del suelo

No se obtuvieron diferencias estadísticas de potencial de respiración entre rodales CA y SA. Los resultados solo indican una tendencia de mayor potencial de respiración del suelo en rodales CA, lo cual es similar a lo señalado por Moktan *et al.* (2025). En el Cuadro 1 se observa que los rodales CA alcanzaron valores de hasta 20.22 Mg CO₂ ha⁻¹ año⁻¹, mientras que en rodales SA los valores máximos fueron 16.16 Mg CO₂ ha⁻¹ año⁻¹.

Cuadro 1. Tasa de respiración media para los seis sitios de estudio a una profundidad del suelo de 0 a 15 cm y de acuerdo a su condición de aprovechamiento.

Condición del rodal	Tasa de respiración (Mg CO₂ ha⁻¹ año⁻¹)	<i>D. E.</i>	<i>E. E.</i>
CA	14.02	4.37	2.18
CA	13.03	3.2	1.6
CA	20.22	5.31	2.65
SA	16.16	6.46	3.23
SA	12.57	3.47	1.74
SA	12.84	1.81	0.91

CA = Con aprovechamiento forestal maderable; SA = Sin aprovechamiento forestal maderable; *D. E.* = Desviación estándar; *E. E.* = Error estándar.

En algunas investigaciones se ha documentado, para bosques mixtos de oyamel y pino, que la respiración del suelo a lo largo de las cuatro estaciones fluctúa entre 9.08 y 29.51 g m⁻² día⁻¹, con un promedio anual de 52.67 Mg CO₂ ha⁻¹ año⁻¹ (Cruz-Sánchez et al., 2021). Estas cifras son superiores a la tasa de respiración estimada en el presente estudio, dado que en los rodales CA se estimaron 15.76±5.17 Mg CO₂ ha⁻¹ año⁻¹, mientras que para los rodales SA se estimaron 13.85±4.30 Mg CO₂ ha⁻¹ año⁻¹. Al convertir estos datos a masa neta de carbono, corresponden a 4.29 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ en rodales CA y 3.77 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ en rodales SA.

Al realizar las estimaciones globales del potencial de respiración en el suelo superficial, y basados en los cálculos para la masa neta de carbono, se observó que para los rodales CA el potencial de respiración de carbono fue 4.6 % $\left(\frac{4.26}{93.18} \times 100\right)$, mientras que para los sitios SA la tasa potencial fue de 6.3 % $\left(\frac{3.77}{59.97} \times 100\right)$. Aunque estos valores se determinaron en laboratorio, fueron cercanos a los estimados para bosques templados (Schlesinger & Bernhardt, 2020; Wang et al., 2006). Destaca que la tasa de pérdida de carbono respirado sea más alta en rodales SA, pero esto es consistente con las tendencias de la relación C/N que indican una tendencia de mayor facilidad de descomposición de la materia orgánica en los 40 cm superficiales de suelo (Figura 5).

Conclusiones

La falta de efectos significativos después de tres años del aprovechamiento forestal sugiere que el manejo selectivo de la masa forestal, hasta ahora, no ha impactado de manera importante el reservorio de carbono edáfico, su calidad o potencial de

respiración. Por lo anterior, es difícil hacer estimaciones de ganancia de carbono edáfico en bosques naturales gestionados para mantener una estructura irregular.

La mayor masa de carbono en el suelo de las áreas bajo aprovechamiento es también un reflejo de la variabilidad espacial de esta variable en la zona de estudio y no solo del efecto del aprovechamiento. Sin embargo, la tendencia de mayor variabilidad, tanto de densidad aparente como de contenido de carbono orgánico en el suelo superficial son congruentes con el impacto reciente del aprovechamiento.

La tendencia de mayor tasa de respiración en rodales sin aprovechamiento maderable es consistente con la tendencia de *C/N* observada en el perfil del suelo que podría sugerir más carbono lábil en estos sitios.

Los resultados resaltan la importancia de considerar plazos más largos (10 años o más), así como considerar que la gestión de bosques con baja intensidad de corta, combinado con la variabilidad natural del suelo, dificultan la identificación contundente de los efectos del aprovechamiento maderable sobre la dinámica del carbono.

Agradecimientos

A la Secihti (Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación) por la beca otorgada para estudios de posgrado de la primera autora. Al consejo de vigilancia de Bienes Comunales de San Miguel Atlautla, así como a los revisores anónimos del manuscrito y personas que participaron en el desarrollo de esta investigación.

Conflicto de intereses

Los autores manifiestan que no existe conflicto de intereses.

Contribución por autor

Ana Laura Martínez-Campos: establecimiento de trabajos de campo y laboratorio, colecta de información y escritura del primer borrador; Armando Gómez-Guerrero: planeación de experimentos, interpretación de resultados y escritura de versiones del manuscrito; Gregorio Ángeles-Pérez: asesoría y planeación de trabajos de campo, interpretación de resultados y escritura del manuscrito; Juliana Padilla-Cuevas: asesoría y conducción del experimento de laboratorio, análisis y revisión de resultados de laboratorio y escritura de manuscrito.

Referencias

- Achat, D. L., Fortin, M., Landmann, G., Ringeval, B., & Augusto, L. (2015). Forest soil carbon is threatened by intensive biomass harvesting. *Scientific Reports*, 5, Article 15991. <https://doi.org/10.1038/srep15991>
- Anderegg, W. R. L., Schwalm, C., Biondi, F., Camarero, J. J., Koch, G., Litvak, M., Ogle, K., Shaw, J. D., Shevliakova, E., Williams, A. P., Wolf, A., Ziaco, E., & Pacala, S. (2015). Pervasive drought legacies in forest ecosystems and their implications for carbon cycle models. *Science*, 349(6247), 528-532. <https://doi.org/10.1126/science.aab1833>
- Binkley, D., & Fisher, R. F. (2020). *Ecology and management of forest soils* (5th ed.). Wiley-Blackwell.
- Bremner, J. M. (1965). Total nitrogen. In A. G. Norman (Ed.), *Methods of Soil Analysis: Part 2 Chemical and Microbiological Properties* (pp.1149-1178). American Society of Agronomy, Inc. <https://doi.org/10.2134/agronmonogr9.2.c32>

Clarke, N., Gundersen, P., Jönsson-Belyazid, U., Kjønaas, O. J., Persson, T., Sigurdsson, B. D., & Vesterdal, L. (2015). Influence of different tree-harvesting intensities on forest soil carbon stocks in boreal and northern temperate forest ecosystems. *Forest Ecology and Management*, 351, 9-19.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.04.034>

Cortés-Pérez, M., De León-González, F., Paz-Pellat, F., Leyva-Pablo, T., Santiago-García, W., Ponce-Mendoza, A., & Fuentes-Ponce, M. (2021). Almacenamiento de carbono aéreo en un bosque templado de Oaxaca: manejo de alta y baja intensidad. *Madera y Bosques*, 27(4), Artículo e2742440.
<https://doi.org/10.21829/myb.2021.2742440>

Cruz-Sánchez, Y., López-Teloxa, L. C., Gómez-Díaz, J. D., & Monterroso-Rivas, A. I. (2021). Respiración del suelo en un bosque templado de México y su relación con el carbono orgánico. *Madera y Bosques*, 27(2), Artículo e2722153.
<https://doi.org/10.21829/myb.2021.2722153>

Gómez-Guerrero, A., & Doane, T. (2018). Chapter Seven-The response of forest ecosystems to Climate Change. In W. R. Horwath (Ed.), *Climate change impacts on soil processes and ecosystem properties Volume 35* (pp. 185-206). Elsevier.
<https://doi.org/10.1016/B978-0-444-63865-6.00007-7>

Hansen, M. C., Potapov, P. V., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S. A., Tyukavina, A., Thau, D., Stehman, S. V., Goetz, S. J., Loveland, T. R., Kommareddy, A., Egorov, A., Chini, L., Justice, C. O., & Townshend, J. R. G. (2013). High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. *Science*, 342(6160), 850-853.
<https://doi.org/10.1126/science.1244693>

Instituto de Información e Investigación Geográfica, Estadística y Catastral del Estado de México. (2019). *Sistema de Inventario Geográfico del Estado de México* [Mapa interactivo de datos]. Gobierno del Estado de México.
<https://sigem.edomex.gob.mx/SIGEM/visorgeo>

Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2018). *Uso del suelo y vegetación Serie VII, 1:250 000. Continuo Nacional* [Mapa digital]. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. <https://www.inegi.org.mx/temas/usosuelo/#Mapa>

James, J., & Harrison, R. (2016). The effect of harvest on forest soil carbon: A meta-analysis. *Forests*, 7(12), 308. <https://doi.org/10.3390/f7120308>

Lal, R. (2005). Forest soils and carbon sequestration. *Forest Ecology and Management*, 220(1-3), 242-258. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.08.015>

Lee, H., Calvin, K., Dasgupta, D., Krinner, G., Mukherji, A., Thorne, P., Trisos, C., Romero, J., Aldunce, P., Barrett, K., Blanco, G., Cheung, W. W. L., Connors, S. L., Denton, F., Diongue-Niang, A., Dodman, D., Garschagen, M., Geden, O., Hayward, B., ... Zommers, Z. (2023). *Climate change 2023 synthesis report summary for policymakers*. Intergovernmental Panel on Climate Change. https://www.ipcc.ch/report/ar6/syr/downloads/report/IPCC_AR6_SYR_SPM.pdf

Leyva-Pablo, T., de León-González, F., Etchevers-Barra, J. D., Cortés-Pérez, M., Santiago-García, W., Ponce-Mendoza, A., & Fuentes-Ponce, M. H. (2021). Almacenamiento de carbono en bosques con manejo forestal comunitario. *Madera y Bosques*, 27(4), Artículo e2742421. <https://doi.org/10.21829/myb.2021.2742421>

Mäkipää, R., Abramoff, R., Adamczyk, B., Baldy, V., Biryol, C., Bosela, M., Casals, P., Curiel-Yuste, J., Dondini, M., Filipek, S., García-Pausas, J., Gros, R., Gömöryová, E., Hashimoto, S., Hassegawa, M., Immonen, P., Laiho, R., Li, H., Li, Q., ... Lehtonen, A. (2023). How does management affect soil C sequestration and greenhouse gas fluxes in boreal and temperate forests?-A review. *Forest Ecology and Management*, 529, Article 120637. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120637>

Moktan, L., Hofmeister, J., Oulehle, F., Urban, O., Hruška, J., Smith-Metok, M., Mikolás, M., Markuljaková, K., & Svoboda, M. (2025). Forest management reduces soil carbon sequestration potential in European temperate forests. *Forest Ecology and Management*, 578, Article 122493. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2025.122493>

Ostrowska, A., & Porębska, G. (2015). Assessment of the C/N ratio as an indicator of the decomposability of organic matter in forest soils. *Ecological Indicators*, 49, 104-109. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.09.044>

Pan, Y., Birdsey, R. A., Phillips, O. L., Houghton, R. A., Fang, J., Kauppi, P. E., Keith, H., Kurz, W. A., Ito, A., Lewis, S. L., Nabuurs, G.-J., Shvidenko, A., Hashimoto, S., Lerink, B., Schepaschenko, D., Castanho, A., & Murdiyarso, D. (2024). The enduring world forest carbon sink. *Nature*, 631, 563-569. <https://doi.org/10.1038/s41586-024-07602-x>

Pérez-Ramírez, S., Ramírez, M. I., Jaramillo-López, P. F., & Bautista, F. (2013). Contenido de carbono orgánico en el suelo bajo diferentes condiciones forestales: Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca, México. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 19(1), 157-173. <https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2012.06.042>

R Core Team. (2024). *R: A language and environment for statistical computing* (Version 4.1.1) [Software]. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>

Rowell, D. L. (1994). *Soil science: Methods and Applications*. Longman Group. <https://www.scirp.org/reference/referencespapers?referenceid=2511438>

Schlesinger, W. H., & Bernhardt, E. S. (2020). *Biogeochemistry: An analysis of global change* (4th ed.). Academic Press. <https://www.scirp.org/reference/referencespapers?referenceid=3908021>

Seidl, R., Thom, D., Kautz, M., Martin-Benito, D., Peltoniemi, M., Vacchiano, G., Wild, J., Ascoli, D., Petr, M., Honkaniemi, J., Lexer, M. J., Trotsiuk, V., Mairota, P., Svoboda, M., Fabrika, M., Nagel, T. A., & Reyer, C. P. O. (2017). Forest disturbances under climate change. *Nature Climate Change*, 7, 395-402. <https://doi.org/10.1038/NCLIMATE3303>

Servicio Meteorológico Nacional. (2025). *Monitor de Sequía en México* [Base de datos]. Comisión Nacional del Agua. <https://smn.conagua.gob.mx/es/climatologia/monitor-de-sequia/monitor-de-sequia-en-mexico>

Toivio, J., Helmisaari, H.-S., Palviainen, M., Lindeman, H., Ala-Ilomäki, J., Sirén, M., & Uusitalo, J. (2017). Impacts of timber forwarding on physical properties of forest soils in southern Finland. *Forest Ecology and Management*, 405, 22-30. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.09.022>

Wang, C., Yang, J., & Zhang, Q. (2006). Soil respiration in six temperate forests in China. *Global Change Biology*, 12(11), 2103-2114. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01234.x>

Zhang, X., Guan, D., Li, W., Sun, D., Jin, C., Yuan, F., Wang, A., & Wu, J. (2018). The effects of forest thinning on soil carbon stocks and dynamics: A meta-analysis. *Forest Ecology and Management*, 429, 36-43. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.06.027>

Zinke, P. J., & Stangenberger, A. G. (2000). Elemental storage of forest soil from local to global scales. *Forest Ecology and Management*, 138(1-3), 159-165. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00394-7](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00394-7)



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.