

Contribución de las plantaciones forestales a las reservas orgánicas de carbono y nitrógeno en el suelo

Ana Maria Lupi¹, Paula Ferrere², María José Beribe³, Silvina Restovich³

Palabras claves: sustentabilidad, cambio climático, salicáceas

Introducción

El cambio climático, asociado a la creciente acumulación de gases de efecto invernadero en la atmósfera, principalmente dióxido de carbono (CO₂), es uno de los temas que más preocupa a la comunidad internacional. Los ecosistemas forestales en general se consideran un importante factor capaz de contribuir a la mitigación del cambio climático; estos pueden asimilar CO₂ a través de la fotosíntesis y almacenar carbono en su biomasa y en el suelo (Jandl et al. 2007, Bastin et al. 2019). Las plantaciones forestales comerciales pueden brindar distintos servicios ecosistémicos, inclusive la producción de bienes como la madera, los cuales tiene cada vez mayor demanda a nivel global. En la región pampeana, en general, y en la pampa arenosa, en particular, las plantaciones forestales no representan el uso más frecuente del suelo y se conoce poco sobre como este uso de la tierra impactan en el secuestro de carbono (C) y de nitrógeno (N) a largo plazo. En este sentido, comprender cómo estas plantaciones, con diferentes manejos y edades, regulan las diversas funciones del ecosistema y en particular su impacto sobre las reservas orgánicas en el suelo es esencial para mantener la capacidad productiva del suelo, hacer un uso sostenible a escala de lote o de cuenca y contribuir a mitigar el cambio climático. El objetivo del trabajo fue cuantificar las reservas de C y N en el suelo a 0-100 cm en plantaciones de *Populus* con diferentes manejos y edades sobre un suelo Hapludol éntico.

Materiales y Métodos

El trabajo se realizó en cercanías de la localidad del Morse (34° 44' 25,9"; 60° 50' 57,6"), NO de la provincia de Buenos Aires, Argentina. El área de trabajo se

encuentra en la denominada Pampa Arenosa, caracterizada por un predominante sistema agrícola de alta producción. La precipitación media anual en la región es de aproximadamente 850 mm/año y la temperatura media anual de 16 °C (Kruse y Ainchil, 2017). Para el estudio se utilizaron rodales de álamos (*Populus* spp) sobre un suelo Hapludol éntico (USDA) de la serie Saforcada. Estos suelos se caracterizan por su escaso desarrollo y algo excesivamente drenado, que se ha desarrollado en los sedimentos eólicos areno-francos y arenosos de origen medanoso. No tiene horizonte B y el A pasa gradualmente al sustrato mediante un horizonte transicional. El horizonte C es arenoso y se puede establecer a unos 75 cm de profundidad. El estudio se desarrolló sobre diferentes lotes con una historia forestal mayor a los 30 años. Los tratamientos a evaluar fueron los siguientes: 1) Rodal 1: Plantación de álamo de 5 años de edad con una densidad de 616 pl/ha. Periódicamente el rodal es pastoreado con vacas de cría a una carga de 0,5 EV. En el sotobosque se observó predominancia de gramón y en menor proporción mantillo formado a partir del aporte de la plantación. El rodal se muestreo en el 2020 (5 años) y se volvió a muestrear en el 2022 (a los 7 años). La superficie del rodal es de aproximadamente 11 ha. 2) Rodal 2: Plantación de álamo de 14 años con una densidad de 234 plantas/ha. En el piso forestal se observa una predominancia de mantillo formado a partir del aporte de la plantación, con escaso sotobosque. Muestreada en 2020. La superficie del rodal es de aproximadamente 11 ha. 3) Rodal 3: Plantación de álamo de 17 años con una densidad de 289 plantas/ha. Muestreada en el 2022. Las características del sotobosque y el mantillo son similares al Rodal 2. La superficie del Rodal 3 es de aproximadamente 11 ha. En el muestreo realizado en el año 2020, en las plantaciones de 5 y 14 años se abrieron 6 calicatas en cada uno, en tanto que en el muestreo del año 2022 (7 y 17

1 INTA, Instituto De Suelos, INTA Castelar. Contacto: lupi.ana@inta.gob.ar.

2 INTA, Agencia de Extensión 9 de Julio.

3 INTA, Estación Experimental Pergamino.

años) se realizaron 3 calicatas por rodal. Las calicatas se distribuyeron al azar en el rodal. De cada calicata se extrajeron muestras de suelo disturbada y no disturbada a 0-5, 5-10, 10-20, 20-30, 30-70 y 70-100 cm de profundidad; una muestra por estrato en cada calicata. Las muestras disturbadas se usaron para determinar carbono orgánico (COS) y nitrógeno total (NOS) y las muestras no disturbadas se usaron para determinar la densidad aparente. La muestra disturbada se conformó de submuestras tomadas de dos paredes de la calicata. La densidad aparente se determinó por el método del cilindro de 141 cm³ (Burke et al. 1986), el COS se determinó por digestión húmeda mediante el método de Walkley-Black (Nelson y Sommers 1982) y el NOS mediante el método de Kjeldahl (Bremner y Mulvaney 1982). El stock de COS en cada estrato de suelo se calculó a partir de los valores de concentración de COS y la densidad aparente de cada profundidad con la siguiente fórmula: $MCOS = DA * z * COS * 10$, donde MCO stock de COS (Mg/ha); DA: densidad aparente (Mg/m³); z = espesor de la capa (m); COS: concentración de COS (g/kg). Para obtener el stock de COS a 1 m se sumó el stock de COS de cada estrato. Para comparar los stocks de COS se realizó una corrección de masa para llevar los perfiles del suelo a una masa equivalente a la profundidad de 1 m (Neill et al., 1997), tomado de Sisti et al., (2004). Se comparó el stock de COS entre los rodales de 5 y 14 años; entre los rodales de 7 y 17 años y en el rodal a los 5 y 7 años. Estos análisis se realizaron mediante modelos lineales mixtos ajustando la matriz de varianza-covarianza de los errores al evaluar los supuestos y al considerar el caso de medidas repetidas en el tiempo. La comparación de medias se realizó mediante el test LSD Fisher y nivel de significancia $\alpha=0,05$. El software utilizado fue el InfoStat (Di Rienzo et al. 2020).

Resultados

En los dos años evaluados, los stocks de COS, en 0-100 cm, fueron mayores en el rodal 1 con respecto al rodal 2 en el año 2020 (114 vs 85 Mg/ha, $p=0,005$) y con respecto al rodal 3 en el año 2022 (105 vs 73 Mg/ha, $p=0,025$) (Figura 1). Al comparar el stock de COS del rodal 1 entre ambos años (mismo rodal en diferentes momentos) no hubo diferencias estadísticas significativas (114 vs 105 Mg/ha, $p=0,47$). En este rodal el manejo forestal se complementó con ganadería y siembra de verdeos. El comportamiento de las reservas de NOS siguió parcialmente al del COS (Figura 2). En el año 2020 no se encontraron diferencias significativas

($p=0,10$) entre los rodales 1 y 2 (10,2 vs 9,0 Mg/ha, $p=0,06$); contrariamente a lo sucedido en 2022, donde la reserva promedio fue significativamente menor en el rodal 3 con relación al rodal 1 (11,1 vs 7,7 Mg/ha, $p=0,007$).

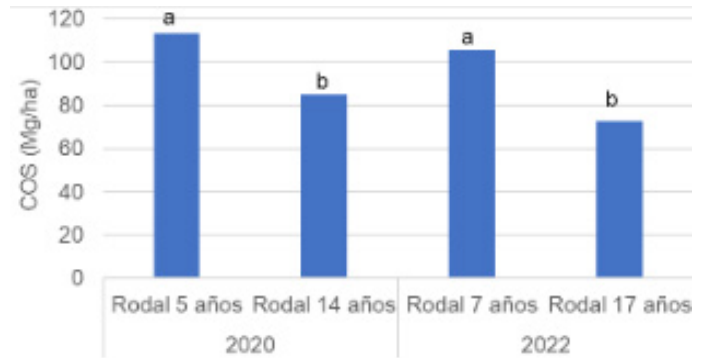


Figura 1. Reservas de COS a 0-100 cm de profundidad para diferentes manejos y edades de rodales de álamo en 2020 y 2022. Letras diferentes indican diferencias estadísticas significativas

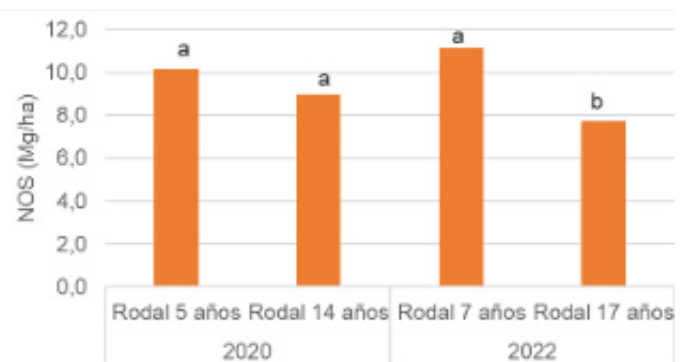


Figura 2. Reservas de NOS a 0-100 cm de profundidad para diferentes manejos y edades de rodales de álamo en 2020 y 2022. Letras diferentes indican diferencias estadísticas significativas

Discusión

Para los dos momentos de muestreo se observó que la mayor edad del rodal fue un factor asociado a la disminución de las reservas de COS y NOS en 0-100 cm de profundidad. A nivel predial, los factores que pueden afectar las reservas de COS incluyen el uso y manejo de la tierra, las especies, características del sitio (posición de la pendiente, aspecto), propiedades intrínsecas del suelo (textura, mineralogía) como así también la edad y la densidad de rodal (Hou et al. 2020). Con respecto a la edad de los rodales y el COS, bajo similares condiciones de suelo y densidad de plantación, las investigaciones muestran resultados contradictorios. Algunos estudios no reportan

cambios durante los primeros 20 años (Zhou et al. 2022) mientras que otros, trabajando con plantaciones de álamos y pinos sobre suelos arenosos también reportan pérdidas en las reservas de C del suelo hasta los 11-15 años -similares a nuestro estudio-, aunque luego comenzó un proceso de recuperación (Hu et al. 2008; Lei et al. 2019). Finalmente, están los que reportan un incremento en el COS desde edades jóvenes a intermedias (Eclesia et al. 2012; Guan et al. 2019). La cantidad de C en un momento dado es un balance entre las entradas a partir de la biomasa aérea y subterránea (aportes y humificación) y salidas del COS por mineralización (descomposición). En plantaciones, el mantillo y el sotobosque son las principales fuentes de COS (Sayer, 2005). En este estudio, la disminución en las reservas de COS en rodales de 14 y 17 años podría estar asociada a que los aportes de C al suelo combinados con su textura gruesa inciden negativamente sobre la capacidad de estabilización del COS (Quiroga et al. 1996, Hassink 1997). En estas plantaciones, con el canopeo cerrado, el ingreso de C se restringe al mantillo aportando por la plantación, siendo en este caso un sustrato homogéneo, que adicionalmente pueden ser consumido por el ganado. En rodales con edades jóvenes, la composición o calidad de los aportes es un factor relevante porque induce a diferentes estructuras de la comunidad microbiana del suelo, las cuales modulan los procesos de humificación o mineralización, a definen la capacidad de secuestro de COS (Yan et al. 2018). En nuestro estudio, los rodales de 5 y 7 años presentaron el canopeo abierto, aportes de mayor calidad por la presencia de mantillo, de verdeos y el ingreso de animales; posiblemente generando un incremento en el reciclaje de C, lo cual determinó un mayor stock en comparación a los rodales de edad intermedia. En cuanto al N, la mayor parte está almacenada en la materia orgánica del suelo, y con su descomposición, se libera pudiendo estar disponible para las plantas o se lixivia (Wen et al. 2014). Como observamos en el muestreo 2022 (7 y 17 años), en cierta medida las reservas de NOS compartieron patrones similares de las reservas de COS. Entre los 5 y 14 años, la tendencia es similar, aunque sin ser significativas, probablemente porque la dinámica del N es más lenta que la del C (Hume et al. 2016) y eso explica que las reservas de N del suelo cambiaron menos.

Conclusiones

Las plantaciones forestales jóvenes y combinadas con un manejo adecuado del sotobosque presentaron ma-

yores reservas de COS y NOS al metro de profundidad en comparación con rodales de edades intermedias en Hapludoles énticos del NO de la provincia de Buenos Aires. Si bien este es un estudio preliminar sobre el cual se debe seguir investigando el comportamiento a edades mayores, estos resultados aportan al conocimiento sobre sistemas más sustentables que colaboren con la mitigación del cambio climático.

Agradecimientos

Trabajo financiado por el INTA a través de los proyectos 2019-PEI016, Silvicultura para bosques de alta productividad. Las autoras agradecen a Carlos Urionaguena y Daniel Sama del establecimiento San José, Morse, Buenos Aires; y a Leticia García, Jimena Dalpiaz y Diego Colombini por la asistencia de laboratorio y de campo.

Bibliografía

- Bastin JF, Finegold Y, Garcia C, Mollicone D, Rezende M, Routh D, Zohner CM, Crowther TW. 2019. The global tree restoration potential. *Science* 365: 76-79. doi:10.1126/science.aax0848
- Bremner JM, Mulvaney SC. 1982. Nitrogen total. In: Page, A. L., R. H. Miller, and D. R. Keeney (eds). *Methods of Soil Analysis. Part II. Am. Soc. Agron. No 9 in Agronomy Series. Madison, Wisconsin. USA.* pp: 595-624.
- Burke WD, Bruma GJ. 1986. Soil structure assessment. A.A. Balkema, Rotterdam, pp. 92.
- Eclesia RP, Jobbagy EG, Jackson RB, Biganzoli F, Piñeiro G. 2012. Shifts in soil organic carbon for plantation and pasture establishment in native forests and grasslands of South America. *Glob. Chang. Biol.* 18 (10), 3237-3251.
- Guan JH, Deng L, Zhang JG, He QY, Shi WY, Lia G, Dua Sh. Soil organic carbon density and its driving factors in forest ecosystems across a northwestern province in China. *Geoderma* 352, 15 <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.05.035>
- Hassink J. 1997. The capacity of soils to preserve organic C and N by their association with clay and silt particles, *Plant Soil.* 191, 77-87.
- Hou G, Delang CO, Lu X. et al. 2020. A meta-analysis of changes in soil organic carbon stocks after afforestation with deciduous broadleaved, sempervirent broadleaved, and conifer tree species. *Annals of Forest Science* 77, 92. <https://doi.org/10.1007/s13595-020-00997-3>
- Hu YL, Zeng DH, Fan ZP, Chen GS, Zhao Q, Pepper D. 2008. Changes in ecosystem carbon stocks following

- grassland afforestation of semiarid sandy soil in the southeastern Keerqin Sandy Lands, China. *Journal of Arid Environments*, 72 (12): 2193-2200,
- Hume A, Chen HYH, Taylor AR, Kayahara GJ, Man, R. 2016. Soil C:N:P dynamics during secondary succession following fire in the boreal forest of central Canada, *Forest Ecol. Manag.*, 369, 1-9.
- Kruse E, Ainchil J. 2017. Comportamiento hidrológico en grandes llanuras: caso de estudio Noroeste de la Provincia de Buenos Aires (Argentina). *AUGMDOMUS*, 9, 11 pág. Recuperado a partir de <https://revistas.unlp.edu.ar/domus/article/view/2482>
- Lei Z, Yu D, Zhou F, Zhang Y, Yu D, Zhou Y, Han Y. 2019. Changes in soil organic carbon and its influencing factors in the growth of *Pinus sylvestris* var. *mongolica* plantation in Horqin Sandy Land, Northeast China. *Sci Rep.* 9(1):16453. doi: 10.1038/s41598-019-52945-5. PMID: 31712743, PMCID: PMC6848129
- Neill C, Melillo JM, Steudler PA, Cerri CC, de Moraes JF, Piccolo MC, Brito M. 1997. Soil carbon and nitrogen stocks following forest clearing for pasture in the southwestern Brazilian Amazon. *Ecological Applications*, 7(4): 1216-1225.
- Nelson, D.W., Sommers, L.E., 1996. Total carbon, organic carbon, and organic matter. *Methods soil Anal. part 3—chemical methods* 961–1010.
- Quiroga AE, Buschiazzo DE, Peinemann N. 1996. Soil organic matter particle size fractions in soils of the semiarid Argentinean Pampas, *Soil Sci.* 161.104–108.
- Sayer E. 2005. Using experimental manipulation to assess the roles of leaf litter in the functioning of forest ecosystems. *Biol. Rev. Camb. Philos. Soc.* 81, 1–31}
- Sisti CP, Dos Santos HP, Kohhann R, Alves BJ, Urquiaga S, Boddey RM. 2004. Change in carbon and nitrogen stocks in soil under 13 years of conventional or zero tillage in southern Brazil. *Soil and tillage research*, 76(1): 39-58.
- Yan J, Wang L, Hu Y, Tsang YF, Zhang Y, Wu J, Fu X, Sun Y. Plant litter composition selects different soil microbial structures and in turn drives different litter decomposition pattern and soil carbon sequestration capability. *Geoderma* 2018, 319, 194–203.
- Wen L, Lei P, Xiang W, Yan W, Liu S. 2014. Soil microbial biomass carbon and nitrogen in pure and mixed stands of *Pinus massoniana* and *Cinnamomum camphora* differing in stand age, *Forest Ecol. Manag.*, 328, 150-158.
- Zhou X, Li J, Zhao Y, Jiang S, Liu H, Wang X. 2022 Effect of Time since Afforestation on Soil Organic Carbon Stock and Turnover Rate. *Sustainability*, 14,

10403. <https://doi.org/10.3390/su141610403>