

Artículo científico

Efecto de la siembra directa en la estabilización del carbono orgánico del suelo a escala de sitio en Santiago del Estero, Argentina

Effect of no tillage in the stabilization of soil organic carbon at site scale in Santiago del Estero, Argentina

L.M. Koritko^{1,2*}; R.A. Suárez¹; A.L. Anriquez¹; M. Pece³; A.S. Albanesi^{1*}

¹ Facultad de Agronomía y Agroindustrias, Universidad Nacional de Santiago del Estero (FAyA-UNSE). Av. Belgrano (S) 1912, Santiago del Estero (4200), Santiago del Estero, Argentina. *E-mail: lucaskoritko@gmail.com, adaalbanesi@gmail.com

² Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET).

³ Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Nacional de Santiago del Estero (FCF, UNSE). Av. Belgrano (S) 1912, Santiago del Estero (4200), Santiago del Estero, Argentina.

Resumen

En la actualidad el 90 % de la agricultura argentina se hace bajo el sistema de siembra directa (SD) o labranza cero; sin embargo, existe escasa información de las tendencias en el tiempo de las formas del carbono orgánico del suelo (COS) en sitios del NE de Santiago del Estero, Argentina (Chaco Semiárido). En este trabajo se describen y explican los cambios en el contenido de COS, carbono orgánico particulado (COP), carbono orgánico asociado a la fase mineral (COA), carbono potencialmente mineralizable (C_0), tasa de mineralización (k_c) y stock de C, bajo sistema de siembra directa de 3 a 17 años en las profundidades de 0,05 y 0,20 m. Se concluye que el cambio de uso de suelo de monte nativo polifítico caducifolio a sistemas agrícolas de labranza cero reduce el stock de C y sus formas de mayor labilidad, incrementa la tasa de mineralización y se estabilizan todas ellas en el tiempo, ya que el desmonte total provoca que los procesos de mineralización del carbono del suelo aumenten debido a las diferencias en cantidad y calidad de residuos de hojarasca que ingresan al suelo, siendo los residuos de cultivos de menor cuantía y mayor labilidad. Ello constituye un riesgo importante para la conservación de los ecosistemas del Chaco semiárido, con énfasis en el recurso suelo como sustento de la productividad primaria y confirma la susceptibilidad de estos ecosistemas ante disturbios como la deforestación.

Palabras claves: Región chaqueña; Labranza cero; Deforestación; Materia orgánica del suelo.

Abstract

Currently 90% of Argentine agriculture is done under no-tillage agriculture (zero tillage) and there is scarce information about trends over time of forms of soil organic carbon (SOC) in NE sites. from Santiago del Estero, Argentina (Chaco Semi-Arid). Here we describe and explain changes in the content of COS, particulate organic carbon (COP), organic carbon associated with the mineral phase (COA), potentially mineralizable carbon (C_0), mineralization rate (k_c) and C stock under no-tillage from 3 to 17 years in depths of 0.05 and 0.20 m. It is concluded that the land use change of native polyphytic deciduous forest to no-tillage agriculture reduces C stock and the forms of greater lability, increases the rate of mineralization, stabilizing them over time, since land clearing causes increases in the mineralization of COS due to different contribution in amount and quality of litter, being litter of crops of smaller quantity and greater lability. This constitutes an important risk for conservation of Chaco semi-arid ecosystems, with emphasis on soil resource as a basis for primary productivity and confirming the susceptibility of these ecosystems to disturbances such as deforestation.

Keywords: Chaco region; Zero tillage; Deforestation; Soil organic matter.

Introducción

La ecorregión denominada Gran Chaco ha sido particularmente afectada por una tasa de deforestación mayor que el promedio continental y mundial, siendo la misma de 0,82 % en Argentina, 0,51 % en Sudamérica y 0,2 % en el mundo (FAO, 2009; Volante *et al.*, 2012).

En Argentina, la mayor tasa de deforestación ocurrió en el norte del país, particularmente en Santiago del Estero, Salta y Chaco (García Collazo *et al.*, 2013). Durante el período 2000-2012 la tasa de transformación de bosques nativos a cultivos en Santiago del Estero fue mayor a la producida en toda la Región Chaqueña, Sudamérica e incluso en el mundo. Esta provincia presentó una

Recibido 06/11/2018; Aceptado 12/04/2019.

Los autores declaran no tener conflicto de intereses.

tasa de transformación de cobertura vegetal natural por cultivos y pasturas 13 veces superior a la de los bosques tropicales, 39 veces superior a la de los subtropicales y 45 veces superior a la de los bosques templados de todo el mundo (Vallejos *et al.*, 2015).

La pérdida de carbono orgánico del suelo (COS) es una de las principales amenazas a nivel mundial, con importantes pérdidas por conversión de la vegetación natural a sistemas agrícolas intensivos (Yang *et al.*, 2013). Diversos autores han documentado disminuciones en los contenidos de COS en la región chaqueña y particularmente en Santiago del Estero (Albanesi *et al.*, 2003 a,b; Sánchez *et al.*, 2006; Barbero *et al.*, 2010; Osinaga *et al.*, 2014; Rojas *et al.*, 2016).

El cambio del uso del suelo y la necesidad de mejorar la sostenibilidad de las prácticas agropecuarias ha llevado a la adopción generalizada de los procesos de mínimo impacto (Bisset *et al.*, 2013). En este sentido las prácticas de labranza conservacionista como la siembra directa (SD) ayudan a preservar y/o acumular el COS (Yang *et al.*, 2013). Se han registrado aumentos en los niveles de COS con SD en la provincia de Bs. As., Argentina (Zanettini, 2013) y en los trópicos (Bayer *et al.*, 2006; Maia *et al.*, 2010), entre otros. No obstante, se evidencia que los cambios en el COS después de la conversión en el uso del suelo varían ampliamente y se atribuyen a diversas cuestiones como el tipo de suelo, posición topográfica, clima, productividad de los ecosistemas, especies de plantas, intensidad de manejo y tratamientos de habilitación de la tierra (Albanesi *et al.*, 2003 a,b; Poeplau *et al.*, 2011).

Six *et al.* (1998, 1999, 2000) desarrollaron un modelo conceptual que relaciona los agregados con el ciclado y la dinámica de la materia orgánica del suelo (MOS) para explicar las diferencias en la estabilización y el secuestro de C en diferentes sistemas de labranza. La persistencia de la MOS depende también de la acción combinada de mecanismos de protección físicos y químicos. Los mecanismos físicos se refieren a la oclusión de la MOS dentro de agregados y depende, principalmente, del nivel de agregación, ya que se ha demostrado que la protección de la misma es mayor dentro de microagregados.

El sistema de labranza con SD modifica la fauna del suelo y aumenta los macroagregados ricos en C (Six *et al.*, 2004). Por lo tanto, la agregación

contribuye al aumento del COS en sistemas de labranza con SD por una mayor cantidad de macroagregados ricos en C y una mayor estabilidad de macroagregados ya existentes.

La SD considera tres principios básicos vinculados tales como la mínima remoción de suelo, la diversidad de cultivos y la cobertura permanente del suelo a través de cultivos de cobertura, cultivos o rastrojo. En la actualidad el 90 % (33.189.747 ha) de la agricultura argentina se hace con SD, conocida en el ámbito internacional como agricultura de conservación o labranza cero (AAPRESID, 2018). Al respecto hay algunos cuestionamientos y temas poco esclarecidos como las tendencias en el largo plazo del COS en la ecorregión del Chaco Semiárido.

El objetivo del presente trabajo fue describir y explicar los cambios en el contenido de carbono orgánico del suelo (COS), carbono orgánico particulado (COP), carbono orgánico asociado a la fase mineral (COA), carbono potencialmente mineralizable (C_0), tasa de mineralización (k_c) y stock de C en sitios del NE de Santiago del Estero (Chaco Semiárido) bajo sistema de SD de 3 a 17 años provenientes de bosque nativo, en las profundidades de 0,05 y 0,20 m.

Materiales y métodos

Área de estudio

El trabajo se realizó en la unidad de suelos Llanura nororiental suavemente ondulada en los departamentos Moreno y J.F. Ibarra (Fig. 1), NE de la provincia de Santiago del Estero, Argentina (área con mayor tasa de desmonte). Los suelos y la vegetación del monte nativo (MN) se ubican a lo largo de una catena o gradiente topográfico desde la planicie, donde se encuentra el bosque de *Schinopsis lorentzii*, quebracho colorado, y *Aspidosperma quebracho blanco* y especies arbóreas del género *Prosopis*, *Acacia*, *Celtis*, *Larrea* hasta la sabana de *Elionorus muticus* (aibe) en los bajos topográficos con suelos de textura más fina y con mayor desarrollo. El clima es semiárido, megatermal (Boletta *et al.*, 1992), con precipitaciones que oscilan entre 550 a 600 mm (Angueira *et al.*, 2007) y una temperatura media anual de 19,6 °C donde el ciclo de lluvias es primavera-estival y la evapotranspiración potencial promedio de aproximadamente 1.000 mm anuales.



Figura 1. Mapa de división política de Santiago del Estero. Ubicación de los sitios muestreados en los departamentos Moreno y Juan Felipe Ibarra, provincia de Santiago del Estero. Elaboración propia.

Toma de muestras

Con base en el uso de fotografías aéreas y la observación en terreno se seleccionaron 3 campos denominados Puma Amarillo y Búfalo Negro en Otumpa (Dpto. Moreno) y Jagüel Pampa en Colonia Josefina (Dpto. Juan F. Ibarra) los que constituyeron los bloques. Dentro de cada bloque se seleccionaron lotes (tratamientos) de 3 (SD3), 6 (SD6), 10 (SD10) y 17 (SD17) años con agricultura bajo siembra directa (SD) y el respectivo monte nativo (MN) correspondientes a cortinas entre los lotes.

El suelo correspondiente a todos los bloques fue Haplustol típico, la textura de todos ellos fue Franco Arcillo Limoso y el pH promedio fue de 6 para MN y 7 para los tratamientos de SD, en ambas profundidades.

Dentro de cada tratamiento se marcaron unidades muestrales de 250 m². En cada unidad se tomó una muestra compuesta de 15 submuestras, a dos profundidades: 0-0,05 m (P1) y 0,05-0,20 m (P2). Las edades de los lotes oscilaron entre 0 y 17 años (mayor historia agrícola encontrada en la zona).

El historial de cultivos y rotaciones fue proporcionado por los productores. La proporción fue de 50 a 70 %, 30 a 40 % y de 0 a 20 % de soja (*Glycine max* (L.) Merrill), maíz (*Zea mays* L.) y de otros cultivos tales como trigo (*Triticum aestivum* L.), sorgo (*Sorghum* spp.), algodón (*Gossypium hirsutum* L.) respectivamente.

En las unidades muestrales con mayor historia bajo siembra directa se cultivó al primer año maíz (Mz), sorgo (So) y trigo (Tr)/soja (Sj) entre los diferentes lotes logrando los últimos años predominio de soja (Mz-Sj-Sj-Mz-Sj-Sj) en lotes con una historia más corta. Los muestreos se realizaron durante el barbecho invernal.

Variables analizadas

Densidad aparente (DA). Se realizó por medio de la técnica del cilindro y se determinó en laboratorio por gravimetría (USDA, 1999). Los resultados se expresan en g cm⁻³.

Carbono orgánico del suelo (COS). Se mezclaron 0,5 g de suelo con 0,5 g K₂Cr₂O₇ y 7,5 mL de H₂SO₄, se colocó la mezcla en estufa a 120 °C durante 90 min. Se enrasó a 50 mL con matraz, se centrifugó una alícuota de 20 mL y se midió absorbancia a 590 nm (Nelson y Sommers, 1996). Los resultados se expresan en g C kg suelo seco⁻¹.

Carbono orgánico asociado a limos y arcillas (COA) y carbono orgánico particulado (COP). El COA se determinó por dispersión en hexametáfosfato de sodio y se analizó la fracción de tamaño menor a 53 µm (COA) siguiendo la metodología del COS. El COP incluye a la fracción ligera y a la intermedia de la materia orgánica del suelo, aquella asociada a los macroagregados y microagregados y se obtuvo por diferencia entre COS y COA (Cambardella y Elliott, 1992). Los resultados se expresan en g C kg de suelo seco⁻¹.

Carbono potencialmente mineralizable (C₀) y tasa de mineralización C (k_c). Se midieron con el sistema comercial Oxitop (WTW, Weilheim, Germany) que determina la demanda bioquímica de O₂, realizando lecturas durante 14 días a intervalos de 1 h. Los valores medios acumulados se ajustaron al modelo: $C_t = C_0 \cdot (1 - e^{-k_c \cdot t})$, donde C_t es cantidad acumulada de C, t tiempo en días y las constantes del modelo se interpretan C₀ como la máxima cantidad de carbono potencialmente mineralizable por la actividad respiratoria de la microflora heterotrófica aeróbica, k_c la constante de mineralización (Albanesi *et al.*, 2003b). Los resul-

Tabla 1. Medias ajustadas (error estándar obtenido a partir del modelo ajustado) de densidad aparente (DA) y su respuesta al cambio de uso del suelo y profundidad.

Profundidad (m)	MN	SD3	SD6	SD10	SD17
P1 (0-0,05)	0,82 ± 0,02 a	1,03 ± 0,02 b	1,06 ± 0,02 b	1,04 ± 0,02 b	1,12 ± 0,03 b
P2 (0,05-0,20)	0,93 ± 0,02 a	1,08 ± 0,02 b	1,09 ± 0,02 b	1,13 ± 0,02 b	1,20 ± 0,03 c

MN: monte nativo; SD3: tres años de manejo bajo siembra directa; SD6: seis años de manejo bajo siembra directa; SD10: diez años de manejo bajo siembra directa; SD17: diecisiete años bajo siembra directa; P1: 0-0,05 m; P2: 0,05-0,20 m. Medias con letra distinta en una misma fila indican diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$).

tados de C_0 se expresan en $\text{mg C-CO}_2 \text{ kg}^{-1}$ de suelo y de k_c en $\text{mg C-CO}_2 \text{ kg}^{-1}$ de suelo día⁻¹.

Stock de Carbono. Se determinó la cantidad de carbono acumulado total en los diferentes compartimentos de todos los tratamientos, según la siguiente fórmula:

$$\text{Stock de C} = 10.000 * \text{profundidad} * \text{DA} * \text{COS}$$

donde: 10.000 m² = superficie de 1 ha expresada en m²; profundidad = profundidad de la capa muestreada expresada en m; DA = densidad aparente, expresada en Mg m^{-3} y COS = carbono orgánico del suelo expresado en $\text{Mg C kg suelo}^{-1}$. Los resultados se expresan en Mg C ha^{-1} equivalentes a la masa de suelo del monte nativo (Ellert *et al.*, 2008).

Análisis de los datos

El diseño experimental fue factorial 5 x 2 en bloques completos. El análisis de cada variable se realizó con modelos lineales generales y mixtos con el programa R a través de InfoStat y para seleccionar el mejor modelo se utilizó el criterio de AIC (Akaike) y BIC (Bayesiano) mediante cociente de verosimilitud para comprobar si la disminución del AIC es significativa (Di Rienzo *et al.*, 2012). Se consideraron como factores fijos del modelo los bloques, los factores profundidad y tratamientos y las interacciones. Por tratarse de datos de profundidad correlacionados, se utilizaron diferentes funciones (simetría compuesta, sin estructura, autorregresivo de orden 1, autorregresivo continuo de orden 1 y ARMA) para corregirlos; en caso de varianzas heterogéneas se modeló la estructura de las varianzas con las funciones varIdent, varExp, varPower, varConstPower y varFixed. Se utilizó el test de DGC (5 %) para seleccionar el ambiente, la profundidad o la interacción de ambas que proporcione mayores valores de las variables.

Resultados y discusión

Densidad aparente (DA)

Los valores medios de DA oscilaron entre 0,82 y 1,20 g cm^{-3} (Tabla 1) y fueron similares a los reportados por otros autores para suelos Haplustoles énticos, típicos y údicos de la Región Chaqueña (Anriquez *et al.*, 2005; Albanesi *et al.*, 2003a,b; Kunst *et al.*, 2014). DA aumentó significativamente cuando se produjo el cambio de uso de monte nativo al sistema agrícola (SD3) en P1 (26 %) y en P2 (16 %). Ese aumento se mantuvo sin variaciones durante los años posteriores a la habilitación (SD6, SD10 y SD17), excepto en P2 de SD17 que registró un significativo incremento (29 %), respecto del MN.

Los aumentos en la DA se atribuyeron principalmente a la disminución del COS (Figs. 2 y 3), a la presión que ejerce el tránsito agrícola, a la consolidación de las partículas (Álvarez y Steinbach, 2009; Álvarez *et al.*, 2012), y probablemente a la disminución en la actividad de la macrofauna del suelo, factor que influye marcadamente en la capacidad de mantener valores bajos de DA (Álvarez *et al.*, 2009). No obstante, es importante destacar que luego de 17 años con SD no se superaron los valores umbrales entre 1,5-1,6 g cm^{-3} establecidos por Reynolds *et al.* (2002) para suelos arcillosos que permitan el normal desarrollo de las raíces de los cultivos.

Carbono orgánico del suelo y fracciones

Los valores de COS, COA y COP disminuyeron significativamente en los sitios agrícolas con relación al monte (Figs. 2 a y b), en concordancia con Álvarez (2006) que describe, en suelos agrícolas con SD en la Pcia. de Buenos Aires, Argentina, la pérdida de COS con relación a la vegetación nativa y lo explica por el menor aporte y mayor

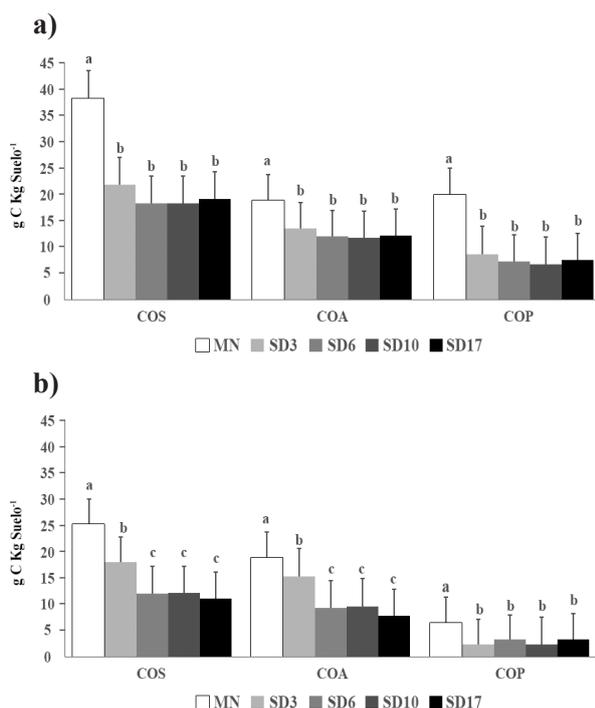


Figura 2. Valores promedio ajustados del fraccionamiento del carbono orgánico del suelo expresado como carbono orgánico total (COS), carbono asociado al limo y arcillas (COA) y carbono particulado (COP) en respuesta al cambio de uso del suelo y adopción de la siembra directa (SD) para las profundidades de 0,00-0,05 m (a) y 0,05-0,20 m (b). MN: monte nativo; SD3: tres años de manejo bajo siembra directa; SD6: seis años de manejo bajo siembra directa; SD10: diez años de manejo bajo siembra directa; SD17: diecisiete años bajo siembra directa. Las barras de error corresponden a los errores estándar estimados a partir del modelo ajustado. Medias con letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$).

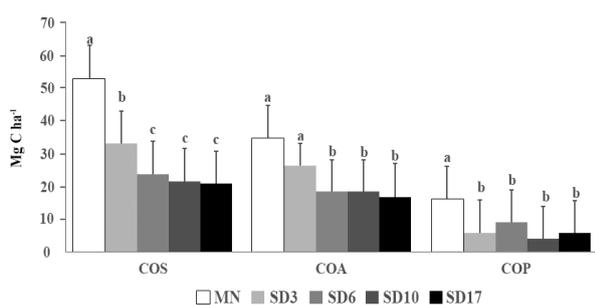


Figura 3. Valores promedio ajustados de stock de carbono orgánico total (COS), carbono asociado al limo y arcillas (COA) y carbono particulado (COP) como respuesta al cambio de uso del suelo y adopción de la siembra directa (SD) para la profundidad de 0-0,20 m. MN: monte nativo; SD3: tres años de manejo bajo siembra directa; SD6: seis años de manejo bajo siembra directa; SD10: diez años de manejo bajo siembra directa; SD17: diecisiete años bajo siembra directa. Las barras de error corresponden a los errores estándar estimados a partir del modelo ajustado. Medias con letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$).

mineralización de los residuos de cosecha incorporados al suelo. Rojas *et al.* (2016) en el Chaco subhúmedo de Argentina indican reducciones significativas de COS y COP en suelos habilitados de monte a sistemas agrícolas convencionales. Se suma la perturbación mecánica del suelo por la habilitación que genera mayor aireación y un efecto estimulante en la oxidación microbiana del COS (Baker *et al.*, 2007). Luego de modelar para la correlación con las diferentes funciones antes mencionadas y cotejar mediante una prueba de cociente de verosimilitud, resultó con menor AIC la función autorregresiva de orden 1 ($p < 0,0001$). Posteriormente se modelaron las varianzas y se seleccionó la función varExp ($p < 0,0001$). La interacción resultó no significativa, indicando que SD y profundidad actúan de manera independiente por lo que el análisis se realizó sin tener en cuenta la mejor combinación de los factores.

Los valores medios de COS, COA y COP en SD3 se redujeron significativamente en 40 %, 30 % y 60 % respectivamente en los primeros 0,05 m de suelo (Fig. 2 a) y disminuyeron 30 %, 16 % y 60 %, respectivamente, en la profundidad de 0,05-0,20 m (Fig. 2 b), en valores absolutos.

Los valores medios de COS, COA y COP en SD6, SD10 y SD17 no se modificaron significativamente respecto a SD3 aun cuando se registraron disminuciones promedio del 11 % de COA y del 17 % de COP con relación a SD3 en la primera profundidad (P1).

El COP se estabilizó en P1 y P2 a partir de SD3 y el COA se estabilizó en P1 a partir de SD3 y en P2 a partir de SD6. La estabilización de las formas del C en P1 se vinculan a los residuos de cosecha en superficie, característicos de la labranza cero que darían lugar al incremento de la MOS en los primeros cm del perfil, relevante en la protección a la degradación (Powlson *et al.*, 2014). De igual manera, Franzluebbers (2002) y Piñeiro (2006) señalaron que, en sistemas conservacionistas, la acumulación de COS en los primeros cm del suelo está relacionada con el aporte de residuos, la biomasa radicular, la rizodeposición y la escasa remoción.

Se destaca que las mayores modificaciones en las fracciones de C se registraron de MN a SD3, es decir en la habilitación. Resultados similares han sido reportados en Argentina en sistemas agrícolas provenientes de monte o pastizal (Álvarez, 2006; Quiroga, 2007; Volante, 2012; Abril *et al.*, 2013; Rojas *et al.*, 2016) y en sistemas pastoriles

Tabla 2. Medias ajustadas (error estándar obtenido a partir del modelo ajustado) para Carbono potencialmente mineralizable en mg C kg de suelo⁻¹ y tasa de mineralización (k_c) en mg C día⁻¹, a dos profundidades en monte nativo y diferentes años de siembra directa.

Profundidad (m)	Usos del suelo	C ₀ (mg C kg suelo ⁻¹)	k _c (mg C día ⁻¹)
P1 (0-0,05)	MN	283 ± 10,06 a	0,19 ± 0,05 b
	SD3	172,7 ± 10,06 b	0,47 ± 0,05 a
	SD6	150,4 ± 10,06 b	0,57 ± 0,05 a
	SD10	178,8 ± 10,06 b	0,31 ± 0,05 a
	SD17	146,3 ± 10,06 b	0,20 ± 0,05 b
P2 (0,05-0,20)	MN	154,8 ± 6,43 a	0,14 ± 0,03 b
	SD3	117,6 ± 6,43 b	0,25 ± 0,03 a
	SD6	105,3 ± 6,43 b	0,28 ± 0,03 a
	SD10	95,4 ± 6,43 b	0,25 ± 0,03 a
	SD17	95,2 ± 6,43 b	0,20 ± 0,03 b

MN: monte nativo; SD3: tres años de manejo bajo siembra directa; SD6: seis años de manejo bajo siembra directa; SD10: diez años de manejo bajo siembra directa; SD17: diecisiete años bajo siembra directa; P1: 0-0,05 m; P2: 0,05-0,20 m. Para cada variable y profundidad, medias con letra distinta en una misma columna indican diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$).

(Banegas *et al.*, 2015). Nosotros atribuimos esta diferencia a la cantidad y calidad de los residuos. En MN, los residuos vegetales del monte polifítico caducifolio contribuyen de manera diferencial a las fracciones de MOS, ya que el tipo y composición del mantillo inciden significativamente en la estabilidad de la misma (Kovaleva y Kovalev, 2009; Abril *et al.*, 2013; Lal *et al.*, 2014); por ejemplo: las hojas de *A. quebracho-blanco* (Schl.) son resistentes a la degradación lo que resulta en un residuo más humificable (Torres *et al.*, 2005) en comparación con *Prosopis flexuosa* (Griseb) y *Geophroea decorticans* (Gilles ex Hook y Arn.) cuyos folíolos son fácilmente degradables y permanecen en la superficie del suelo por cortos períodos de tiempo (Abril *et al.*, 2013); *Ziziphus mistol* produce mayor hojarasca con mayor tasa de descomposición que los quebrachos favoreciendo la actividad microbiana (Biani *et al.*, 2005; Silberman *et al.*, 2015).

Después de la habilitación, aun cuando se realice labranza cero, la cobertura es mucho menor respecto a MN, lo que favorece la fotodegradación de la MOS (Austin y Vivanco, 2006) y promueve la actividad microbiana por los eventos discretos de precipitación en ambientes semiáridos (Huxman *et al.*, 2004). Estos factores antes mencionados en combinación con bajos contenidos de MOS estable y altas temperaturas determinan una rápida mineralización del COS (Abril *et al.*, 2013), con efectos negativos en la captura de C (Stockmann *et al.*, 2013).

Se destaca que en general las fracciones de C se mantienen estables a partir de SD3. Resultados similares fueron encontrados por Six *et al.* (2004) quienes evidenciaron en sistemas sin perturbación

física (labranza cero) la formación de macro y microagregados que favorecen la estabilidad de la MOS protegiéndola de la mineralización; y a su vez forman una barrera física que limita el acceso a los descomponedores, a la difusión del O₂ y las enzimas a los sustratos orgánicos (Plaza *et al.*, 2013).

Carbono potencialmente mineralizable (C₀) y tasa de mineralización (k_c)

Considerándose los términos del modelo tales como el bloque, factor profundidad, factor SD y su interacción para obtener el menor índice de AIC; se modeló y se comparó mediante el cociente de verosimilitud, donde la función ARMA resultó significativa con $p < 0,0001$ y la estructura de las varianzas con la función varPower con $p < 0,0001$ para la variable C₀. Para la variable k_c se seleccionó la función autorregresiva de orden 1 ($p < 0,0001$) y la función varianza con varPower ($p < 0,0001$). La interacción resultó no significativa en C₀ ($p = 0,4183$) y k_c ($p = 0,0171$) de manera tal que los factores operan de forma independiente uno del otro.

Los mayores valores de C₀ se registraron en MN con 283,04 y 154,75 mg C kg suelo⁻¹ para P1 y P2, respectivamente (Tabla 2). Los valores mayores de C₀ en MN son consecuencia de la mayor proporción COP: COS siendo de 0,51 en MN y 0,39 en SD3 para P1 y de 0,25 en MN y 0,12 en SD3 para P2; se atribuyen a la deposición constante y de mayor cantidad de residuos vegetales del monte caducifolio. Ello concuerda con Nunes *et al.* (2016) que sugieren que la cobertura de monte contribuye significativamente a la acumulación de

carbono y con Lal (2006) que señala que el cambio de uso de suelo provoca pérdidas rápidas y agudas de C.

C_0 se redujo significativamente en SD3 con respecto a MN, siendo dicha disminución del 39 % en P1 y 24 % en P2, de manera similar al COS.

Los valores de C_0 fueron similares a SD3 en los años posteriores al cambio de uso y en SD17 se obtuvieron las magnitudes más bajas con 146,32 mg C kg suelo⁻¹ y 95,17 mg C kg suelo⁻¹ en P1 y P2, respectivamente.

El cambio de uso de suelo de MN a SD produjo disminuciones significativas de C_0 como consecuencia del incremento en la tasa de mineralización en concordancia con Abril *et al.* (2013) en sistemas con SD y con Albanesi *et al.* (2003b) para los mismos ambientes de este estudio y con agricultura convencional.

Se conoce que la mayor proporción de soja en la rotación, como sucede en nuestro estudio, aporta menor cantidad de residuos al suelo y tiene mayor tasa de descomposición lo que conduciría a menores niveles de fracciones más lábiles de C (Duval *et al.*, 2013) como se evidencia en los resultados obtenidos en nuestro trabajo.

Los valores de k_c aumentaron en P1 de 0,19 mg C día⁻¹ (MN) a 0,47 mg C día⁻¹ (SD3), y en P2 de 0,14 mg C día⁻¹ (MN) a 0,23 mg C día⁻¹ (SD3), lo que representa aumentos de 60 % y 39 %, respectivamente.

En nuestro trabajo este incremento se explica por la disminución de la relación COP: COS de MN a SD3 que involucra la estimulación de la mineralización del carbono por la habilitación. Sinigani y Maghsoudi (2011); Zhang *et al.* (2011); Kujur y Kumar Patel (2014) atribuyen el aumento de k_c a otras variables como el mayor contenido hídrico y la cinética de las actividades enzimáticas, no medidas en este trabajo.

La actividad respiratoria de los microorganismos del suelo (k_c) disminuye en SD17 a valores similares a MN, especialmente en P1 aun cuando el COP se estabilizó en los primeros años de SD, evidenciando que no todo el C soluble es biodisponible (Albanesi *et al.*, 2003b).

Stock de Carbono

Se obtuvo un modelo corrigiendo la estructura de las varianzas con la función varIdent, el que resultó con menor AIC y cociente de verosimilitud con $p < 0,0001$.

Los valores de COS, COA y COP acumulados en el suelo de MN fueron 53, 35 y 16 Mg C ha⁻¹ respectivamente (Fig. 3), en concordancia con Gasparri *et al.* (2008).

En el corto plazo (SD3) los valores se redujeron a 33, 27 y 6 Mg C ha⁻¹. Las pérdidas de COS a los 0,20 m en periodos más largos de SD se debieron probablemente a la disminución de los ingresos de C por el menor aporte de biomasa aérea respecto del bosque nativo (Volante *et al.*, 2012), aumentos en la tasa de mineralización por mayor exposición y en consecuencia mayor temperatura y humedad edáfica (Rojas *et al.*, 2013).

Los valores acumulados de COA disminuyeron 49 % entre MN y SD6, equivalente a 17 Mg C ha⁻¹.

El C asociado a los macroagregados (COP) disminuyó 62 % en el corto plazo (SD3) con relación a MN. Fue la variable que mermó en mayor cuantía con el cambio de uso de suelo sugiriendo a esta fracción como un buen estimador del COS lábil.

Además, el COP es considerado en el corto plazo un indicador clave de la calidad del suelo, está relacionado con la capacidad de suministrar N a las plantas (Ferrary Laguzzi *et al.*, 2014), cumple un rol importante en la formación y reciclaje de macro y microagregados del suelo (Six *et al.*, 2004) y la mayor cantidad de COP se asocia a agregados con mayor capacidad de resistir la ruptura (Studdert, 2014); por ello la importancia de su conservación.

Conclusiones

El cambio de uso de suelo de monte nativo polifítico caducifolio a sistemas agrícolas de labranza cero en sitios del NE de Santiago del Estero, Argentina (Chaco Semiárido) reduce el stock de C y las formas de mayor labilidad, incrementa la tasa de mineralización y se estabilizan todas ellas en el tiempo, ya que el desmonte total provoca que los procesos de mineralización del carbono del suelo aumenten debido a las diferencias en cantidad y calidad de residuos de hojarasca que ingresan al suelo, siendo los residuos de cultivos de menor cuantía y mayor labilidad.

Ello constituye un riesgo importante para la conservación de los ecosistemas del Chaco semiárido, con énfasis en el recurso suelo como sustento de la productividad primaria y confirma la susceptibilidad de estos ecosistemas ante disturbios como la deforestación.

Referencias bibliográficas

- AAPRESID (2018). Estimación de superficie en SD. En: AAPRESID, <http://www.aapresid.org.ar/wp-content/uploads/2018/03/.pdf>, consulta: febrero 2018.
- Abril A., Merlo C., Noe L. (2013). Realistic soil C sink estimate in dry forests of western Argentina based on humic substance content. *Journal of Arid Environments* 91: 113-118.
- Albanesi A., Anriquez A., Kunst C., López C. (2003a). Calidad de Suelo. Propiedades biológicas y evaluación en ecosistemas semiáridos. En: *Microbiología Agrícola*. Albanesi, A., Anriquez, A., Luna, S., Kunst, C., Ledesma, R. (eds.). Ediciones Magna, Argentina. Pp. 53-58.
- Albanesi A., Anriquez A., Polo Sanchez A. (2003b). Efectos de la agricultura convencional sobre algunas formas del C en una toposecuencia de la Región Chaqueña, Argentina. *Agriscientia* 20: 9-17.
- Álvarez R. (2006). Efecto de la agricultura sobre el nivel de materia orgánica. En: *Materia orgánica. Valor agronómico y dinámica en suelos pampeanos*. R. Álvarez (Ed). Editorial Facultad de Agronomía de la Universidad de Buenos Aires, Argentina. Pp. 41-52.
- Álvarez R., Steinbach H.S. (2009). A review of the effects of tillage systems on some soil physical properties, water content, nitrate availability and crops yield in the Argentine Pampas. *Soil and Tillage Research* 104: 1-15.
- Álvarez R., Taboada M.A., Gutierrez Boem F.H., Bono A., Fernández P.L., Prystupa P. (2009). Topsoil properties as affected by tillage systems in the Rolling Pampa region of Argentina. *Soil Science Society America Journal* 73: 1242-1250.
- Álvarez R., Fernández P.L., Taboada M.A. (2012). Relación de la inestabilidad estructural con el manejo y propiedades de los suelos en la región pampeana. *Ciencia del Suelo* 30: 173-178.
- Angueira C., Prieto D., López J., Barraza G. (2007). Sistema de información geográfica de Santiago del Estero: SIGSE 2.0. CD ROM. Ediciones INTA, Argentina.
- Anriquez A., Albanesi A., Kunst C., Ledesma R., López C., Rodríguez Torresi A., Godoy J. (2005). Rolado de fachinales y calidad de suelos en el Chaco occidental, Argentina. *Ciencia del Suelo (Argentina)* 23 (2): 145-157.
- Austin A., Vivanco L. (2006). Plant litter decomposition in a semi-arid ecosystem controlled by photodegradation. *Nature* 442: 555-558.
- Banegas N., Albanesi A., Pedraza R., Dos Santos D. (2015). Non-linear dynamics of litter decomposition under different grazing management regimes. *Plant Soil* 393 (1): 47-56.
- Baker J.M., Tochsner T.E., Venterea R.T., Griffis T.J. (2007). Tillage and soil carbon sequestration. What do we really know? *Agriculture, Ecosystems and Environment* 118: 1-5.
- Biani N.B., Vesprini J.L., Prado D.E. (2005). Conocimiento sobre el gran Chaco Argentino en el siglo XX. En: *Ecología y Manejo de los bosques de Argentina. Investigación en bosques nativos de Argentina*, <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/15915>, consulta: septiembre 2018.
- Barbero F., Apezteguía H., Sereno R. (2010). Tasa de mineralización del suelo luego del desmonte en Córdoba y Santiago del Estero. En: *HUMUSLAB*, humuslab.com/articulos/resumen-expandido.doc, consulta: agosto 2018.
- Bayer C., Martin Neto L., Mielniczuk J., Pavinato A., Dieckow J. (2006). Carbon sequestration in two Brazilian Cerrado soils under no-till. *Soil and Tillage Research* 86: 237-245.
- Bisset A., Richardson A., Baker G., Kirkegaard J., Thrall P. (2013). Bacterial community response to tillage and nutrient additions in a long-term wheat cropping experiment. *Soil Biology and Biochemistry* 58: 281-292.
- Boletta P., Acuña L., Juárez de Moya M. (1992). Análisis de las características climáticas de la provincia Santiago del Estero y comportamiento del tiempo durante la sequía de la campaña agrícola 1988/89. INTA-UNSE, Argentina.
- Cambardella C., Elliot E. (1992). Particulate soil organic-matter changes across a grassland cultivation sequence. *Soil Science Society of America Journal* 56: 777-783.
- Di Rienzo J., Casanoves F., Balzarini M., Gonzalez L., Tablada M., Robledo C. (2012). *InfoStat versión 2012*. Centro de Transferencia InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. En: <http://www.infostat.com.ar>.
- Duval M.E., Galantini J.A., Iglesias J.O., Canelo S., Martínez J.M., Wall L. (2013). Análisis de fracciones orgánicas como indicadores de la calidad del suelo en sistemas naturales y cultivados. *Investigación de Suelos y Labranza* 131:11-19.
- Ellert B.H., Janzen H.H., Vanden Bygaart A.J., Bremer E. (2008). Measuring change in soil organic carbon storage. En: *Soil sampling and methods of analysis*. 2° ed. Carter M.R., Gregorich E.G. (Eds). CRC Press, EEUU. Pp. 25-38.
- FAO. 2009. Situación de los bosques del mundo 2009. En: *El estado de los bosques del mundo*. En: <http://www.fao.org/3/a-i0350s.pdf>, consulta: mayo 2018.
- Ferrary Laguzzi F., Osinaga R., Arzeno J., Becker A., Rodríguez T. (2014). Fraccionamiento y mineralización de la materia orgánica en distintos sistemas de labranza en un inceptisol de Salta. *Ciencia del Suelo* 32: 63-72.
- Franzluëbbers A.J. (2002). Soil organic matter stratification ratio as an indicator of soil quality. *Soil and Tillage Research* 66: 95-106.

- García Collazo M., Panizza A., Paruelo J. (2013). Ordenamiento territorial de bosques nativos: Resultados de la zonificación realizada por provincias del norte argentino. *Ecología Austral* 23: 97-107.
- Gasparri N., Grau H., Manghi E. (2008). Carbon pools and emissions from deforestation in extra-tropical forests of northern Argentina between 1900 and 2005. *Ecosystems* 11: 1247-1261.
- Huxman T.E., Snyder K.A., Tissue D., Leffler A.J., Ogle K., Pockman W.T., Sandquist D. R., Potts D.L., Schwinning S. (2004). Precipitation pulses and carbon fluxes in semiarid and arid ecosystems. *Oecologia* 141: 254-268.
- Kovaleva N.O., Kovalev I.V. (2009). Transformation of lignin in surface and buried soils of mountainous landscapes. *Eurasian Soil Science* 42: 1270-1281.
- Kujur M., Kumar Patel A. (2014). Kinetics of soil enzyme activities under different ecosystems: An index of soil quality. *Chilean Journal of Agricultural Research* 74 (1): 96-104.
- Kunst C., Bravo S., Ledesma R., Navall M., Anriquez A., Coria D., Silberman J., Gómez A., Albanesi A. (2014). Ecology and management of the dry forests and savannas of the western Chaco region, Argentina. En: *Dry Forests: Ecology, Species Diversity and Sustainable Management*. Greer F.E. (Ed). Nova Science Publishers, EEUU.
- Lal R. (2006). Secuestro de carbono del suelo en América Latina. En: *Secuestro de carbono en suelos de América Latina*. Lal R., Cerri C.C., Bernoux M., Etcheves J., Cerri E. (Eds.), Food Products Press, EEUU. Pp. 49-64.
- Lal R., Lagomarsino A., Ledda L., Roggero P. (2014). Variation in soil C and microbial functions across tree canopy projection and open grassland microenvironments. *Turkish Journal of Agriculture and Forestry* 38: 62-69.
- Maia S., Ogle S., Cerri C. (2010). Changes in soil organic carbon storage under different agricultural management systems in the Southwest Amazon Region of Brazil. *Soil and Tillage Research* 106: 177-184.
- Nelson D., Sommers L. (1996). Total carbon, organic carbon and organic matter. En: *Methods of soil analysis. Part 3: chemical methods*. Bigham J.M. (Ed.), Soil Science Society of America, Inc. American Society of Agronomy, Inc. Madison, EEUU. Pp. 961-1010.
- Nunes D.A., Gama-Rodríguez E.F., Barreto P.A., Gama-Rodríguez A.C., Monroe P.H. (2016). Carbon and nitrogen mineralization in soil of leguminous trees in a degraded pasture in northern Rio de Janeiro, Brazil. *Revista de Investigación Forestal* 27 (1): 91-99.
- Osinaga N., Castro J., Álvarez C., Taboada M. (2014). ¿Cómo influye la agriculturización sobre la calidad edáfica en el chaco subhúmedo? XXIV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, II Reunión Nacional—Materia Orgánica y Sustancias Húmicas. 5-9 de mayo, Bahía Blanca, Argentina. P. 202.
- Piñeiro G. (2006). Biogeoquímica del carbono y nitrógeno en los pastizales pastoreados del Río de la Plata: Un análisis basado en modelos de simulación, sensores remotos y experimentos a campo. Tesis doctoral, Facultad de Agronomía Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires, Argentina. En: https://www.agro.uba.ar/users/pineiro/Articulos/Tesis_PhD_pineiro_doble%20faz.pdf, consulta: agosto 2018.
- Plaza C., Courtier-Murias D., Fernández J.M., Polo A., Simpson A.J. (2013). Physical, chemical, and biochemical mechanisms of soil organic matter stabilization under conservation tillage systems: A central role for microbes and microbial by-products in C sequestration. *Soil Biology and Biochemistry* 57: 124-134.
- Poeplau C., Don A., Vesterdal L., Leifeld J., Van Wemael B., Schumacher J., Gensior A. (2011). Temporal dynamics of soil organic carbon after land-use change in the temperate zone – carbon response functions as a model approach. *Global Change Biology* 17: 2415-2427.
- Powlson D.S., Stirling C.M., Jat M.L., Gerard B.G., Palm C.A., Sánchez P.A., Cassman K.G. (2014). Limited potential of no-till agriculture for climate change mitigation. *Nature Climate Change* 4: 678-683.
- Quiroga A., Fernández R., Ormeño O., Manera E., Fuentes N. (2007). Efectos del sistema de labranza y la ganadería sobre propiedades de un Haplustol Entico. En: *Publicación Técnica N° 69*, INTA Anguil, <https://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-public69.pdf>, consulta: octubre 2019.
- Reynolds W.D., Bowman B.T., Drury C.F., Tan C.S., Lu X. (2002). Indicators of good soil quality: density and storage parameters. *Geoderma* 110: 131-146.
- Rojas J., Buschiazzo D., Arce O. (2013). Parámetros edáficos relacionados con la erosión eólica en inceptisoles del Chaco. *Ciencia del Suelo* 31: 133-142.
- Rojas J.M., Prause J., Sanzano G.A., Arce O.E., Sánchez M.C. (2016). Soil quality indicators selection by mixed models and multivariate techniques in deforested areas for agricultural use in NW of Chaco, Argentina. *Soil and Tillage Research* 155: 250-262.
- Sánchez M., Heredia O., Bartoloni N., González C., Arrigo N. (2006). Secuencias de Cultivos y Labranzas: efecto sobre las fracciones de carbono del suelo. XX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. 19-22 de septiembre, Salta, Argentina. P. 168.
- Silberman J.E., Anriquez A.L., Albanesi A.S., Domínguez Núñez J.A., Kunst C.G. (2015). Tree cover in a silvopastoral system in the Chaco region and its contribution to soil. *Ciencia del Suelo* 33 (1): 19-29.
- Sinegani A., Maghsoudi J. (2011). The effects of water potential on some microbial populations and decrease kinetic of organic carbon in soil treated with cow manure under laboratory conditions. *Journal of Applied*

- Sciences and Environmental Management 15 (1): 179-188.
- Six J., Elliott E., Paustian K., Doran J. (1998). Aggregation and soil organic matter accumulation in cultivated and native grassland soils. *Soil Science Society of America Journal* 62: 1367-1377.
- Six J., Elliot E., Paustian K. (1999). Aggregate and soil organic matter dynamics under conventional and no-tillage systems. *Soil Science Society of America Journal* 63: 1350-1358.
- Six J., Paustian K., Elliot E., Combrink C. (2000). Soil structure and soil organic matter: Distribution of aggregate size classes and aggregate associated carbon. *Soil Science Society of American Journal* 64: 681-689.
- Six J., Ogle S., Breidt F., Conant R., Mosier A., Paustian K. (2004). The potential to mitigate global warming with no-tillage management is only realized when practiced in the long term *Global Change Biology* 10: 155-160.
- Stockmann M.A., Adams U., Crawford J.W., Field D.J., Henakaarchchi N., Jenkins M., Minasny B., McBratney A.B., Courcelles V., Singh K., Wheeler I., Abbott L., Angers D.A., Baldock J., Bird M., Brookes P.C., Chenu C., Jastrow J.D., Lal R., Lehmann J., O'Donnell A.G., Parton W.J., Whitehead D., Zimmermann M. (2013). The knowns, known unknowns and unknowns of sequestration of soil organic carbon. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 164: 80-99.
- Studdert G.A. (2014). Materia orgánica y sus fracciones como indicadores de uso sustentable de suelos del sudeste bonaerense. XXIV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, II Reunión Nacional—Materia Orgánica y Sustancias Húmicas. 5-9 de mayo, Bahía Blanca, Argentina. Pp. 5-9.
- Torres P.A., Abril A.B., Bucher E.H. (2005). Microbial succession in litter decomposition in the semi-arid Chaco woodland. *Soil Biology and Biochemistry* 37: 49-54.
- USDA. (1999). Guía para la evaluación de la calidad y salud del suelo. Traducción al español del: Soil Quality Test Kit Guide. En: https://www.nrcs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/stelprdb1044786.pdf, consulta: mayo 2018.
- Vallejos M., Volante J., Mosciaro M., Vale L., Paruelo J. (2015). Transformation dynamics of the natural cover in the Dry Chaco eco-region: A plot level geo-database from 1976 to 2012. *Journal of Arid Environments* 123: 3-11.
- Volante J., Alcaraz-Segura D., Mosciaro M., Viglizzo E., Paruelo J. (2012). Ecosystem functional changes associated with land clearing in NW Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 154: 12-22.
- Yang X., Drury C., Wander M. (2013). A wide view of no-tillage practices and soil organic carbon sequestration. *Acta Agriculturae Scandinavica Section B: Soil and Plant Science* 63 (6): 523-530.
- Yu G., Fang H., Gao L., Zhang W. (2006). Soil organic carbon budget and fertility variation of black soils in Northeast China. *Ecological Research*. 21: 855-867.
- Zanettini J., Díaz-Zorita M., Barraco M., Buchiazzo D. (2013). Materia Orgánica de un Hapludol típico en Siembra Directa con diferentes usos previos. En: Memoria técnica 2012-2013, INTA General Villegas, https://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-inta_mt2013.pdf, consulta: noviembre 2018.
- Zhang Y., Chen L., Wu Z., Su C. (2011). Kinetic parameters of soil-glucosidase response to environmental temperature and moisture regimes. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 35: 1285-1291.
- Zhao L., Sun Y., Zhang X., Yang X., Drury C. (2006). Soil organic carbon in clay and silt sized particles in Chinese mollisols: relationship to the predicted capacity. *Geoderma* 132: 315-323.
- Zhou Z., Sun O., Huang J., Li L., Liu P., Han X. (2007). Soil carbon and nitrogen stores and storage potential as affected by land-use in an agro-pastoral ecotone of northern China. *Biogeochemistry* 82: 127-138.