

CAMBIOS EN PROPIEDADES QUÍMICAS DE UN SUELO MOLISOL DE LA REGIÓN PAMPEANA ARGENTINA CON DIFERENTE HISTORIA DE MANEJO

CHANGES ON THE CHEMICAL PROPERTIES OF A MOLLISOL SOIL UNDER DIFFERENT MANAGEMENT SYSTEMS IN THE PAMPEAN REGION, ARGENTINA

Silvia Rodriguez*¹, Cecilia del Carmen Videla¹, Ester Cristina Zamuner¹, Liliana Ines Picone¹,
Nélida Nancy Pose¹, Néstor Oscar Maceira²

¹ Facultad de Ciencias Agrarias, UNMdP, CC 276, (7620), Balcarce, Argentina.

² INTA Balcarce, Ruta 226 km 73,5, CC 276, (7620), Balcarce, Argentina.

* Autor para correspondencia E-mail: rodriguez.si@inta.gob.ar

RESUMEN

La intensificación del uso agrícola del suelo provoca degradación, la cual puede revertirse implementando rotaciones de cultivos, labranzas conservacionistas, forestaciones o incorporando pasturas. El objetivo de este estudio fue analizar los cambios en el contenido de carbono orgánico total (COT), nitrógeno potencialmente mineralizable (NAN), conductividad eléctrica (CE) y pH en ocho sitios con diferente manejo: cinco rotaciones agrícola-ganaderas; dos forestaciones, monte de eucaliptus (ME) y de acacia (MA); y un pastizal natural (PN), ubicados en un establecimiento con suelo mollisol. Se analizaron muestras a dos profundidades: 0-5 y 5-20 cm. Los valores más elevados de COT y NAN en superficie se presentaron en MA, alcanzando niveles de 85,2 g kg⁻¹ y 426,8 mg kg⁻¹, respectivamente. PN y ME presentaron valores intermedios de COT (47,8 g kg⁻¹). ME no difirió del resto de los manejos (37,2 g kg⁻¹). El NAN en PN (235,1 mg kg⁻¹) fue menor que en MA, pero mayor que en los otros manejos. Los manejos con pasturas tuvieron valores de NAN intermedios entre agricultura continua (80,7 mg kg⁻¹) y PN (235,1 mg kg⁻¹). Entre 5-20 cm, COT fue menor que en superficie y mayor en MA. El NAN presentó diferencias entre manejos (entre 58,5 y 232,5 mg kg⁻¹), constituyéndose en un indicador más sensible que COT. Por otra parte, CE varió entre 1,11 y 0,46 dS m⁻¹ en superficie, valores que no afectan el normal desarrollo de las plantas. El pH no presentó diferencias ni hubo acidificación por manejo.

Palabras clave: carbono orgánico total, nitrógeno potencialmente mineralizable, conductividad eléctrica, pH.

ABSTRACT

Agriculture intensification leads to soil degradation, which can be reversed by performing crop rotations, conservation tillage, forest plantations or pastures. The objective of this work was to analyze the changes in soil organic carbon (SOC), potentially mineralizable nitrogen (PMN), electrical conductivity (EC) and pH in eight different sites submitted to different management systems: five sites under livestock pasture rotations, two sites planted with trees and a natural grassland (NG) site. Soil samples from 0-5 and 5-20 cm depth were analyzed. The highest SOC and PMN values in surface soil (0-5 cm deep) were observed in the AF, reaching values of 85.2 g kg⁻¹ and 426.8 mg kg⁻¹,

respectively. EF and NG showed intermediate SOC values (47.8 g kg^{-1}). EF did not differ from the other management practices (37.2 g kg^{-1}). PMN in the NG (235.1 mg kg^{-1}) was lower than in the AF but higher than in the rest of the sites. The pastures showed PMN values that ranged between those obtained in sites under continuous agriculture (80.7 mg kg^{-1}) and NG (235.1 mg kg^{-1}). SOC was lower at 5-20 cm depth but higher in the AF. PMN presented differences between treatments (between 58.5 and 232.5 mg kg^{-1}) indicating that is a more sensitive indicator of chemical changes than SOC. EC ranged between 1.11 and 0.46 dS m^{-1} at 0-5 cm soil depth, values that do not affect normal plant growth. Soil pH did not differ nor were found evidences of acidification due to management.

Key words: soil organic carbon, nitrogen mineralization potential, electric conductivity, pH

INTRODUCCION

La degradación del recurso suelo está entre los problemas ambientales que internacionalmente tienen un interés creciente (Doran y Parkin, 1994; Lal et al., 2007). En Argentina, en las últimas dos décadas, se produjo un notable proceso de expansión de las actividades agrícolas en reemplazo de la ganadería (SAGPyA, 2006), que dio lugar a un uso más intensivo de los suelos y a un exceso de laboreo inadecuado e inoportuno (Morón, 2004), lo que provocó una degradación física, química y biológica de los suelos (Blanco et al., 2005; Ferreras et al., 2007), incluidas pérdidas de materia orgánica (MO) (Blanco et al., 2005) y fósforo extractable (Sainz Rozas et al., 2011). A fin de revertir estas situaciones de degradación edáfica o minimizar sus efectos, se han propuesto diversas alternativas de manejo, entre las que se puede mencionar la implementación de cultivos de cobertura, rotaciones de cultivos, incorporación de pasturas en la rotación (Reeves, 1997; Studdert, 2006), el logro de altos rendimientos (West and Post, 2002; Domínguez et al., 2009) y la implementación de labranzas conservacionistas. Una alternativa de manejo adicional para la rehabilitación de suelos degradados es el establecimiento de plantaciones forestales (Ferrari y Wall, 2004).

El reconocimiento de los efectos perjudiciales del laboreo ha conducido, en Argentina, a la adopción creciente de sistemas de laboreo conservacionistas, como es la siembra directa (SD), que alcanzó 27 millones de ha en 2010/11, lo que representa 78,5% de la superficie sembrada (AAPRESID, 2012). La presencia de rastrojos sobre la superficie del suelo, establece relaciones entre éstos y el ambiente edáfico, distintas de las conocidas para la agricultura convencional, modificando las características fisicoquímicas y biológicas del suelo. El grado de cobertura del suelo brinda protección al mismo al reducir el impacto que produce la gota de lluvia y disminuir la abrasión del escurrimiento (Chagas et al., 1995).

La SD en general aumenta la cantidad de nitrógeno (N) potencialmente mineralizable del suelo y de carbono (C) y N de la biomasa

microbiana en los primeros cm del suelo, en relación a los sistemas de labranza convencional (LC), produciendo una estratificación de estas fracciones en el perfil del suelo (Doran, 1987; Follet y Schimel, 1989; Franzluebbers, 2002). Sin embargo, el meta-análisis de 56 estudios que compararon sistemas no laboreados frente a sistemas bajo laboreo convencional, concluyó que en suelos Molisoles la SD no se tradujo en un mayor potencial de secuestro de C y N en los 30 cm superficiales (Puget y Lal, 2005). Similares resultados fueron reportados por Eiza et al. (2005) y Diovisalvi et al. (2008) en los primeros 20 cm del Molisoles del sudeste de Buenos Aires. Puget y Lal (2005) y Steinbach y Álvarez (2006) señalaron que cuanto menor es el contenido de materia orgánica del suelo (MOS) en el período previo al establecimiento de la labranza conservacionista, mayor será la capacidad para secuestrar C y N luego de implementada la siembra directa. Sin embargo, todos los estudios concuerdan en que el aumento del nivel de MOS sólo ocurre en los 5 cm superiores al convertir de LC a siembra directa.

La rotación de cultivos es una práctica agronómica que busca optimizar el uso del agua y de los nutrientes mediante la alternancia de especies con diferente hábito de crecimiento, sistema radical (profundidad, masa, longitud, capacidad exploratoria), uso de agua y nutrientes, resistencia a enfermedades, diferentes habilidades de competencia y asociación con malezas. Esto modifica la disponibilidad de agua y de aire, la temperatura, la compactación, la porosidad y la exposición a la erosión del suelo, así como la disponibilidad y la accesibilidad del rastrojo. Por ello, la rotación de cultivos influye tanto sobre el funcionamiento del suelo como sobre el comportamiento de los cultivos, condicionando las relaciones suelo-planta, como así también la decisión de aplicación de otras prácticas, como fertilización, riego, control de plagas, malezas y enfermedades (Studdert y Echeverría 2002b). La inclusión de pasturas en una rotación permite incrementar la MO de suelos que han sufrido una disminución de la misma, a través de una mayor y más continua producción de biomasa aérea y subterránea (Studdert, 2006). Asimismo,

la ausencia de laboreo del suelo por períodos prolongados contribuye al mejoramiento del ambiente físico y a la humificación de los residuos (Studdert y Echeverría, 2002a).

El establecimiento de plantaciones forestales en sistemas originalmente herbáceos, como los de la región pampeana argentina, ha tomado gran importancia en la actualidad, tanto en Argentina como en Uruguay (Geary, 2001; Jobbágy et al., 2006). El avance de la actividad forestal sobre tierras originalmente dedicadas a la ganadería, y en menor medida a la agricultura, hace necesario estudiar su influencia sobre la fertilidad del suelo y el secuestro de carbono, entre otros servicios ecosistémicos que tienen un indiscutible valor para la sociedad (Paruelo et al., 2006).

La incorporación de plantas leñosas perennes permite que una fracción de los nutrientes que son extraídos de la solución edáfica sea retornada a ella mediante la deposición de residuos aéreos y subterráneos (Mahecha y Zoot, 2002). A su vez, la incorporación de leguminosas arbóreas favorece la disponibilidad de N en el suelo, ya que ellas se asocian con bacterias de los géneros *Rhizobium*, *Bradyrhizobium*, *Synorhizobium*, *Azorhizobium* y *Mesorhizobium*, denominados comúnmente como rizobios, para fijar N atmosférico (Ferrari y Wall, 2004). Sumado a ello, la mayor presencia de MO en el suelo y el microclima creado por la presencia de árboles, favorece la actividad biológica, lo cual resulta en una mayor mineralización y disponibilidad de N en el suelo (Hernández Chavez et al., 2008).

Los diferentes sistemas productivos y de manejo de suelo modifican las propiedades edáficas, por lo cual es necesario realizar evaluaciones del estado de suelos bajo las situaciones de manejo comunes en una región. La calidad del suelo no puede ser medida directamente, sino que se requiere integrar la información proporcionada por indicadores que pueden ser físicos, químicos y/o biológicos (Cantú et al., 2007; Mairura et al., 2007). El o los indicadores a utilizar deben tener sensibilidad para detectar cambios, facilidad de medición e interpretación, y ser accesibles a muchos usuarios (Doran y Parkin, 1994; Cantú et al., 2007).

Al momento de evaluar la calidad del suelo, como respuesta a diferentes prácticas de manejo, y debido a que son muchas las propiedades alternativas para hacerlo, varios autores plantearon establecer un conjunto mínimo de propiedades del suelo que pueden ser usadas como indicadores (Doran y Parkin, 1994; Morón, 2004; Cantú et al., 2007; Navarrete et al., 2011; García et al., 2012). Entre los indicadores químicos se destacan la disponibilidad de nutrientes, carbono orgánico total (COT), carbono

orgánico lábil, pH, conductividad eléctrica (CE), capacidad de adsorción de fosfatos, capacidad de intercambio de cationes, cambios en la MO, N total y N mineralizable (Doran y Parkin, 1994; Morón, 2004). Los cambios en los valores de los indicadores en respuesta al manejo del suelo afectan las relaciones suelo-planta, la calidad del agua, la capacidad amortiguadora del suelo, la disponibilidad de agua y nutrientes para las plantas y microorganismos, por lo tanto son esenciales para tomar decisiones que mejoren la producción de los cultivos teniendo en cuenta la sustentabilidad del ambiente (Qi et al., 2009).

El objetivo del presente trabajo fue analizar los cambios en el contenido de carbono orgánico total, nitrógeno potencialmente mineralizable, conductividad eléctrica y pH, en suelos con diferente historia agrícola-ganadera y con plantaciones arbóreas eventualmente pastoreadas, y evaluar su potencialidad como indicadores de la calidad del suelo.

MATERIALES Y METODOS

El presente trabajo se realizó en el establecimiento agropecuario "Cinco Cerros" del partido de Balcarce (37°75' S; 58°25' O; 130 msnm), provincia de Buenos Aires, Argentina, que tiene una superficie total de 3900 ha. El establecimiento está ubicado sobre un complejo de suelos Argiudol típico y Paleudol petrocálcico. Presenta una topografía que incluye sierras (11% de la superficie) y zonas con pendientes entre 3 y 10% (15% de la superficie) cuyas limitantes son la susceptibilidad a la erosión hídrica y la profundidad efectiva (15 cm). Estas áreas se destinan a la implantación de pasturas y/o pastizal natural. El resto de la superficie (74%) está ocupada por suelos con menores pendientes (1 a 3%), cuyo uso principal es la agricultura. El clima de la región es mesotermal-húmedo-subhúmedo, y la mediana anual de precipitación es de 950,2 mm (datos obtenidos en la estación Meteorológica del INTA Balcarce, 37°45' S, 58°18' W, 130 msnm, período 1976-2006).

En el establecimiento se utiliza, desde mediados de la década del '90, un manejo conservacionista empleando SD, laboreando el suelo solamente cuando se cultiva papa o cuando se rotura una pastura. El manejo previo al período de cultivo con SD fue LC durante más de 20 años, con rotaciones que incluían pasturas de larga duración (aproximadamente 10 años). Todas las pasturas se manejaron bajo pastoreo con vacunos.

En el establecimiento se fueron incorporando a través del tiempo más áreas al manejo agrícola, aunque quedaron algunas áreas de pastizal natural sin disturbar (PN) y también se

implantaron algunos montes. Las áreas bajo PN se han mantenido casi sin intervención antrópica y se caracterizan por la presencia de parches de paja colorada (*Paspalum quadrifarium*) dispersos en una matriz de pastos cortos representada por la comunidad del flechillar compuesto por una mezcla de especies de pastos del género *Stipa*, *Piptochaetium*, *Aristida*, *Melica*, *Briza*, *Bromus*, *Eragrostis* y *Poa*, entre otros, combinados con elementos arbustivos como los matorrales de curro (*Colletia paradoxa*) y otros arbustos como *Baccharis tandilensis* (chilca) y *Baccharis articulata* (carquejilla). Entre los pastos predominan *Stipa caudata*, *Poa bonaerenses*, *Bromus unioloides* y *Stipa nessiana* (Frangi, 1975; Herrera y Laterra, 2011). Entre los montes existe una plantación de la especie perenne *Eucalyptus globulus*, implantada en el año 2000, y una masa mixta que incluye principalmente *Acacia melanoxylon* (especie perenne) y especies deciduas (Géneros: *Populus*, *Quercus*, *Fraxinus*) y perennes (*Pinus*). Estas especies están entremezcladas y presentan diferentes edades. El origen de esta masa se desconoce, pero se la observa desde los años 40 (Igartúa, 2013).

Se realizó un muestreo de suelo en agosto de 2010, en ocho sitios sometidos a diferentes manejos, que incluyen rotaciones de cultivos con diferentes proporciones de cultivos agrícolas y pasturas, plantaciones leñosas eventualmente pastoreadas por ganado vacuno, y campo natural (Tabla 1). Dichos sitios tienen una superficie promedio de 90 ha. El suelo muestreado de estos sitios presentó, en promedio, pH 6,3 (relación suelo:agua 1:2,5); capacidad de intercambio catiónico de 26,5 cmol(+) kg⁻¹; 244 g kg⁻¹ de arcilla; 315 g kg⁻¹ de limo, 22 mg kg⁻¹ de fósforo disponible (Bray and Kurtz I), 34,1 g kg⁻¹ de COT, y 2,87 g kg⁻¹ de N total.

En cada sitio se tomaron tres muestras de suelo, constituidas cada una por 20 submuestras, a las profundidades de 0-5 cm y 5-20 cm. Las muestras se secaron al aire y se tamizaron a través de una malla de 2 mm. Los parámetros químicos evaluados como indicadores fueron: pH por el método potenciométrico en agua destilada, relación 1:2,5 (Dewis y Freitas, 1970); conductividad eléctrica (CE) por el método conductimétrico en una suspensión suelo-agua 1:2,5 (Sbaraglia et al., 1988); COT por el método

Tabla 1. Secuencias de cultivo y manejos de los sitios analizados en el establecimiento “Cinco Cerros”, periodo 1997/2010.

Table 1. Crop sequences and management of the study sites at the farm “Cinco Cerros”, period 1997/2010.

Sitio	Secuencia de cultivos*												
	97/98	98/99	99/00	00/01	01/02	02/03	03/04	04/05	05/06	06/07	07/08	08/09	09/10
A15	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	S1	Ceb/S1
A60CC	M	T	S1	T/S2	T	G	P	P	P	P	S1	Col	P
A80	T	S1	T	G	T	S1	T/S2	G	S1	G	P	P	P
A60CL	P	P	P	P	P	M	Papa	S2	T/S2	G	Col	Av	Av/S1
A100	G	T	M	T	S1	T/S2	M	Papa	T/S2	M	T	M	T/S2
PN	PN	PN	PN	PN	PN	PN	PN	PN	PN	PN	PN	PN	PN
ME	ME	ME	ME	ME	ME	ME	ME	ME	ME	ME	ME	ME	ME
MA	MA	MA	MA	MA	MA	MA	MA	MA	MA	MA	MA	MA	MA

* P: pastura implantada; S1: soja de primera; Ceb: cebada; M: maíz; T: trigo; G: girasol; Col: colza; S2: soja de segunda; Av: avena.

** A15: Pastoril predominante, 15% agricultura (2 años) y 85% pastura (11 años); A60CC: agrícola ganadero, 60% agricultura por periodos cortos y 40% pastura; A60CL: agrícola ganadero, 60% agricultura (8 años consecutivos) y 40% pastura (5 años); A80: agrícola predominante, 80% agricultura (10 años) y 20% pastura (3 años); A100: agrícola puro, 100% agricultura; PN: pastizal natural o pastizal original; ME: forestal Eucaliptus; MA: forestal polifítico, con predominio de Acacia.

* P: pasture; S1: soybean; Ceb: barley; M: corn; T: wheat; G: sunflower; Col: rape seed; S2: double cropped soybean; Av: oats; papa: potato.

** A15, predominantly pastoral : 15% agriculture (2 years) - 85% pasture (11 years); A60CC, agricultural livestock: 60% agriculture by short periods - 40% pasture; A60CL, agricultural livestock: 60% agriculture (8 consecutive years) - 40% pasture (5 years); A80, predominantly agricultural: 80% agriculture (10 years) - 20% - pasture (3 years); A100, pure agricultural: 100% agriculture; PN: native pasture; ME: eucalyptus forest; MA: acacia forest.

de Walkley-Black (Nelson y Sommers, 1982), y nitrógeno potencialmente mineralizable por incubación anaeróbica (NAN) durante 7 días a 40°C de temperatura (Waring y Bremner, 1964), determinando el N como amonio liberado por microdestilación por arrastre con vapor (Keeney y Nelson, 1982).

Se comprobó la distribución normal de los datos mediante el test de normalidad de Shapiro-Wilk, y la homogeneidad de varianzas de cada variable analizada (pH, CE, COT, y NAN) mediante la prueba Levene (Kuehl, 2006). Posteriormente, los datos fueron sometidos a análisis de varianza empleando un diseño completamente aleatorizado incluido en el programa estadístico R Core Team (2013). Cuando las diferencias entre

los sistemas de manejo fueron significativas ($p < 0,05$) se realizó la comparación de medias mediante el Test de Tukey.

RESULTADOS Y DISCUSION

En los 5 cm superiores del suelo, el COT varió entre 31,4 y 85,2 g kg⁻¹ dependiendo de la historia de manejo del sitio (Fig. 1, Tabla 2), encontrándose diferencias significativas entre los manejos. El contenido de COT del MA (85,2 g C kg⁻¹) fue significativamente mayor que en el resto de los sitios, lo cual puede asociarse a la acumulación de mantillo en la superficie del suelo (Jobbágy y Jackson 2003, Delgado et al., 2006), y a que *Acacia* es una especie con elevada producción de biomasa

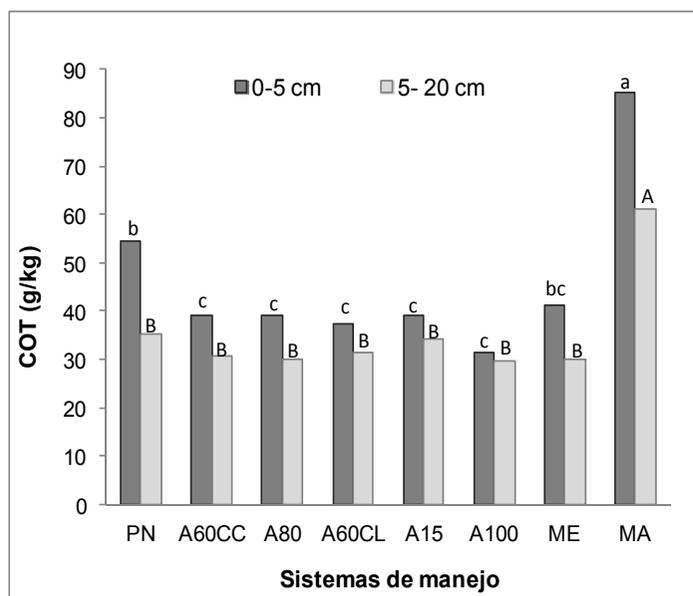


Fig. 1. Contenido de carbono orgánico total (COT) para diferentes sistemas de manejo y dos profundidades (0-5 cm, 5-20 cm).

A15: 15% agricultura (2 años) - 85% pastura (11 años); A60CC: 60% agricultura por periodos cortos - 40% pastura; A60CL: 60% agricultura (8 años consecutivos) - 40% pastura (5 años); A80: 80% agricultura (10 años) - 20% pastura (3 años); A100: 100% agricultura; PN: pastizal natural; ME: monte de eucaliptus; MA: monte de acacia.

Letras minúsculas diferentes indican diferencias significativas entre sistemas de manejo para la profundidad de 0-5 cm (Tukey $\alpha = 0,05$). Letras mayúsculas diferentes indican diferencias significativas entre sistemas de manejo para la profundidad de 5-20 cm (Tukey $\alpha = 0,05$).

Fig. 1. Content of total organic carbon (COT) for different management systems at 0-5 cm and 5-20 cm depth.

A15: 15% agriculture (2 years) - 85% pasture (11 years); A60CC: 60% agriculture for short periods - 40% pasture; A60CL: 60% agriculture (8 consecutive years) - 40% pasture (5 years); A80: 80% agriculture (10 years) - 20% - pasture (3 years); A100: 100% agriculture; PN: native pasture; ME: eucalyptus forest; MA: acacia forest.

Different lowercase letters indicate significant differences between management systems at of 0-5 cm depth (Tukey $\alpha = 0.05$). Different capital letters indicate significant differences between management systems at of 5-20 cm depth (Tukey $\alpha = 0.05$).

Tabla 2. Análisis de la variancia de carbono orgánico total (COT), nitrógeno potencialmente mineralizable (NAN), pH, conductividad eléctrica (CE), para diferentes sistemas de manejo y dos profundidades (0-5 cm, 5-20 cm).**Table 2. Analysis of variance of soil organic carbon (SOC), potential of nitrogen mineralization (NAN), pH, electrical conductivity (EC), for different management systems, at 0-5 cm and 5-20 cm depth.**

Variables	Profundidad			
	0-5 cm		5-20 cm	
COT				
Fuente de variación	F	Pr > F	F	Pr > F
Sitio (tratamiento)	32,66	$1,27 \times 10^{-07}$	23,68	$9,85 \times 10^{-07}$
NAN				
Fuente de variación	F	Pr > F	F	Pr > F
Sitio (tratamiento)	79,79	$3,35 \times 10^{-10}$	4,79	0,0062
pH				
Fuente de variación	F	Pr > F	F	Pr > F
Sitio (tratamiento)	1,28	0,326	2,55	0,065
CE				
Fuente de variación	F	Pr > F	F	Pr > F
Sitio (tratamiento)	18,26	$4,93 \times 10^{-06}$	2,10	0,113

(Dias et al., 1995; Schiavo et al., 2009). Además, la presencia de animales en pastoreo durante la época del año más lluviosa, donde se aprovechan las vertientes naturales para bebida del ganado, realiza un aporte de material orgánico a través de las excretas (Uusi-Kämppä et al., 2007).

Los sitios PN y ME tuvieron contenidos de COT significativamente inferiores respecto a MA, pero no difirieron entre sí, presentando un valor promedio de $47,8 \text{ g kg}^{-1}$. Los sitios con manejo agrícola-ganadero no difirieron significativamente entre sí; tuvieron un valor promedio de $37,2 \text{ g kg}^{-1}$. Estos valores son representativos de los citados en la literatura de $32,8$ a $64,2 \text{ g COT kg}^{-1}$ para suelos agrícolas del sudeste de la provincia de Buenos Aires a la misma profundidad (Urquieta, 2008).

Los sitios con manejo agrícola-ganadero no mostraron cambios significativos de COT como respuesta a las diferentes rotaciones de cultivos y pasturas (Fig. 1). Entre los manejos agrícola-ganaderos, el sitio A100, es el que presentó menos contenido de COT, principalmente en los 5 cm superficiales, aunque esta diferencia no fue significativa. Este comportamiento seguramente es consecuencia de que las variaciones en el contenido total de MO del suelo en respuesta a un cambio de uso son lentas, y por lo general requieren de largos periodos de tiempo para que se manifiesten (Paul, 1984; Sikora et al., 1996; Diovisalvi et al., 2008; Domínguez et al., 2009). Si se analiza lo ocurrido con los sitios agrícola-

ganaderos, sin considerar las plantaciones arbóreas, se registró una pérdida en el contenido de COT de alrededor del 30% respecto al pastizal original, a pesar del manejo conservacionista bajo SD durante los últimos 15 años. Este resultado indicaría que el período bajo SD no fue suficiente para contrarrestar las pérdidas de COT ocasionadas por el manejo anterior bajo LC.

Al analizar el COT a la profundidad de 5 a 20 cm, se encontraron valores menores que en el estrato superficial, los cuales fluctuaron entre $29,6$ y $60,96 \text{ g kg}^{-1}$, dependiendo de la historia de manejo del lote. A esta profundidad también se encontró efecto significativo ($P < 0,5$) del manejo al que fueron sometidos los sitios (Fig. 1). El COT en el MA ($60,96 \text{ g kg}^{-1}$) fue significativamente mayor que en el resto de los manejos. El resto de los sitios no difirieron significativamente entre sí, obteniéndose un valor promedio de $31,6 \text{ g kg}^{-1}$. Esto estaría indicando que el manejo agrícola-ganadero no redujo el COT por debajo de los 5 cm de profundidad respecto al pastizal original, al menos durante el periodo de registro. Este menor contenido de COT en profundidad coincide con lo reportado por numerosos autores, quienes sostienen que, a pesar de que los sistemas de manejo conservacionistas dan lugar a una mayor acumulación de carbono en superficie (0-5 cm de profundidad), esta acumulación no se manifiesta a mayores profundidades (Puget y Lal, 2005; Fabrizzi et al., 2003; Fabrizzi et al., 2005; Roldán et al., 2005; Diovisalvi et al., 2008). Por su parte,

Eiza et al. (2005) quienes trabajaron en suelos del sudeste bonaerense, no hallaron diferencias significativas en COT a la profundidad de 5-20 cm al comparar seis sistemas de cultivos que combinaban dos sistemas de labranza (SD y LC) y tres rotaciones, y una pastura permanente.

Al analizar en conjunto las dos profundidades, ponderando sus contenidos de COT, se observó que al inicio del manejo con SD el COT de los sitios agrícola-ganaderos era de 34,2 g kg⁻¹, lo que representa una reducción del 15% en relación al COT ponderado de PN (40,75 g kg⁻¹) durante el período con labranza convencional. La reducción del COT durante el periodo de cultivo con SD (32,7 g kg⁻¹) es 5%, lo que indica que su tasa de pérdida bajo este manejo es menor. La reducción

de la tasa de pérdida de C se explica porque el sistema de SD al excluir los laboreos, no expone los agregados al aire, reduciendo la consiguiente oxidación de la MO (Havlin et al., 1990; Eghball et al., 1994).

En los 5 cm superficiales del suelo el NAN varió entre 80,7 y 426,8 mg kg⁻¹ dependiendo de la historia de manejo del sitio (Fig. 2, Tabla 2). Se encontraron diferencias significativas entre los diferentes manejos ($p < 0,05$). El NAN de 426,8 mg kg⁻¹ en el MA fue significativamente mayor que en el resto de los sitios, lo cual seguramente es consecuencia del mayor ingreso de N al suelo por la fijación de N atmosférico llevada a cabo por esta especie leguminosa (Mahecha y Zoot, 2002; Campitelli et al., 2010). En la PN el valor de NAN

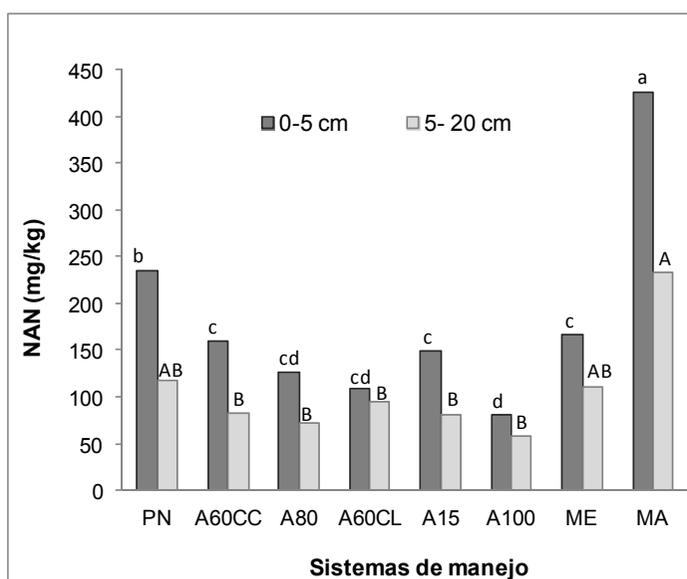


Fig. 2. Nitrógeno potencialmente mineralizable (NAN) para diferentes sistemas de manejo y dos profundidades (0-5 cm, 5-20 cm).

A15: 15% agricultura (2 años) - 85% pastura (11 años); A60CC: 60% agricultura por periodos cortos - 40% pastura; A60CL: 60% agricultura (8 años consecutivos) - 40% pastura (5 años); A80: 80% agricultura (10 años) - 20% pastura (3 años); A100: 100% agricultura; PN: pastizal natural; ME: monte de Eucaliptus; MA: monte de Acacia. Letras minúsculas diferentes indican diferencias significativas entre sistemas de manejo para la profundidad de 0-5 cm (Tukey $\alpha = 0,05$). Letras mayúsculas diferentes indican diferencias significativas entre sistemas de manejo para la profundidad de 5-20 cm (Tukey $\alpha = 0,05$).

Fig. 2. Potential of nitrogen mineralization (NAN) for different management systems at 0-5 cm and 5-20 cm depth.

A15: 15% agriculture (2 years) - 85% pasture (11 years); A60CC: 60% agriculture for short periods - 40% pasture; A60CL: 60% agriculture (8 consecutive years) - 40% pasture (5 years); A80: 80% agriculture (10 years) - 20% - pasture (3 years); A100: 100% agriculture; PN: native pasture; ME: eucalyptus forest; MA: acacia forest. Different lowercase letters indicate significant differences between management systems at 0-5 cm depth (Tukey $\alpha = 0.05$). Different capital letters indicate significant differences between management systems at of 5-20 cm depth (Tukey $\alpha = 0.05$).

fue 235,1 mg N kg⁻¹, menor que en el MA, pero mayor que en el resto de los sitios. Aquellos sitios que incluían pasturas en sus rotaciones tuvieron valores de NAN intermedios entre PN y el sitio con agricultura continua, y presentaron algunas diferencias entre sí debido al tiempo desde la implantación de la pastura y/o a la longitud del periodo bajo pastura. Las diferencias en NAN se apreciaron a pesar de no detectarse diferencias en COT, confirmando que el NAN está más relacionado con el carbono lábil que con el COT (Diovisalvi et al., 2008; Cozzoli et al., 2010). Esto pone en evidencia que la producción agrícola sin la inclusión de pasturas en la rotación disminuye la disponibilidad potencial de nitrógeno para los cultivos. En suelos similares pero con historia agrícola más larga, se han informado valores de NAN más bajos que los informados en el presente estudio, encontrándose diferencias significativas a favor del pastizal natural (Fabrizzi et al., 2003) y de una pastura implantada vs. rotaciones agrícolas (Videla et al., 2005). Los altos valores de NAN obtenidos en este estudio serían consecuencia del alto nivel de COT del suelo que obviamente incluye al carbono lábil, sobre todo en la condición inalterada (COT PN = 54,4 g kg⁻¹).

Entre los 5 y 20 cm de profundidad, el NAN varió entre 58,5 y 232,5 mg kg⁻¹ (Fig. 2), correspondiendo el mayor valor también al sitio bajo MA, al igual que lo ocurrido en la profundidad superficial. Los valores de NAN en los sitios bajo ME y PN fueron intermedios entre MA y los manejos agrícolas, los cuales no difirieron entre sí, mostrando los menores valores. A pesar que los manejos agrícolas no difirieron entre sí, se observó una tendencia a que los sitios con más años de agricultura presenten menor nitrógeno potencialmente mineralizable. Estos resultados coinciden con los observados por Cozzoli et al. (2010) en un suelo similar, quienes detectaron diferencias significativas entre los sistemas de cultivo en la profundidad de 5 a 20 cm, cuando el periodo agrícola fue de al menos el 75% del tiempo estudiado.

En los 5 cm superficiales del suelo, la CE varió entre 1,11 y 0,46 dS m⁻¹ dependiendo de la historia de manejo del sitio (Fig. 3, Tabla 2), encontrándose diferencias significativas ($p < 0,05$) entre los manejos estudiados. A pesar de ello, en ninguno de los sitios se superó el umbral crítico de salinidad (4 dS m⁻¹, USDA, 1996), es decir que no se vería afectado el normal desarrollo de las plantas (Allen et al., 2006; Heredia et al., 2006).

En la profundidad de 5 a 20 cm la CE fue menor que en el estrato superficial, con un promedio de 0,5 dS m⁻¹, y no se encontró efecto significativo del manejo al que fueron sometidos los sitios ($p > 0,05$) (Fig. 3, Tabla 2).

El pH superficial varió entre 5,8 y 6,4, con un valor promedio de 6,0. A mayor profundidad el pH tuvo valores entre 5,9 y 6,5 (promedio 6,1). No hubo diferencias significativas ($p > 0,05$) entre sistemas de manejo a ninguna de las profundidades analizadas (Tabla 2). Los valores de pH determinados coinciden con el valor promedio de 6,2 reportado por Sainz Rozas et al. (2011) para suelos con manejo agrícola de la provincia de Buenos Aires. El alto contenido de MO confiere a los suelos del sudeste bonaerense una alta capacidad de resistir procesos de acidificación causados por la aplicación frecuente de fertilizantes (Sainz Rosas et al., 2011), por lo cual, aún en situaciones como la analizada, con muchos años bajo agricultura, no se encuentran reducciones en el pH en relación al campo natural. Por otro lado, en argiudoles de la Pampa Ondulada, Zubillaga y Lavado (2002) informaron de un descenso de pH en sitios cultivados y fertilizados durante un largo periodo, en comparación con un parque sin historia de fertilización y sin remoción por cosechas. Es necesario aclarar que en esa región los contenidos de MO son originalmente menores que en el sudeste de la provincia de Buenos Aires y han sufrido reducciones debidas a mayor uso agrícola, por lo que su capacidad buffer seguramente ha sido afectada.

Si bien el pH no difirió entre los distintos sistemas de manejo, el menor valor fue registrado para el sitio ME (5,8), lo cual coincide con lo reportado por Delgado et al. (2006) para plantaciones de más de 15 años en suelos del Dpto. de Rivera, Uruguay. Estos autores reportaron diferencias del orden de 0,5 unidades promedio en el pH en agua para los horizontes A de plantaciones de eucaliptus en comparación con los suelos que permanecen en condiciones naturales o pasturas regeneradas naturalmente. Por su parte, Jobbágy and Jackson (2003) reportaron que las plantaciones forestales (eucaliptos, pinos) acidifican el suelo, principalmente debido a una elevada extracción de cationes (calcio y magnesio) por parte de las plantas, que quedan acumulados en la biomasa arbórea.

CONCLUSIONES

En las condiciones del presente trabajo, el carbono orgánico total refleja el deterioro que presenta un suelo cuando se incorpora al manejo productivo a partir de su condición original, mientras que no es suficientemente sensible para detectar cambios producidos por diferentes rotaciones de cultivo con el sistema de siembra directa, por lo cual no sería recomendable utilizarlo como indicador de la calidad de suelo.

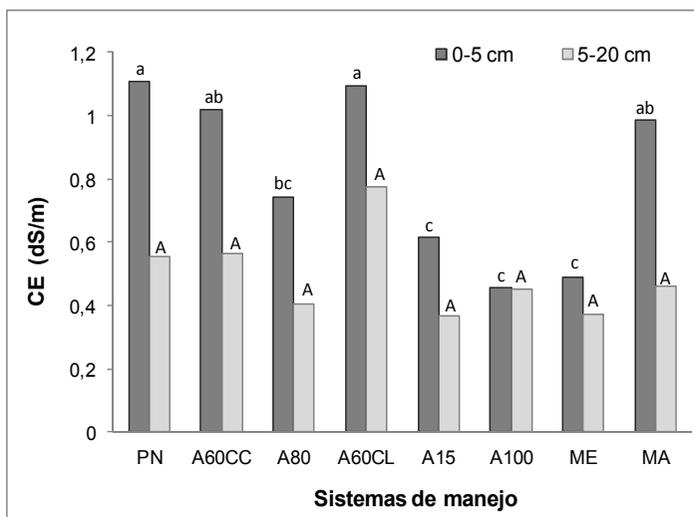


Fig. 3. Conductividad eléctrica (CE) para diferentes sistemas de manejo y dos profundidades (0-5 cm, 5-20 cm).

A15: 15% agricultura (2 años) - 85% pastura (11 años); A60CC: 60% agricultura por periodos cortos - 40% pastura; A60CL: 60% agricultura (8 años consecutivos) - 40% pastura (5 años); A80: 80% agricultura (10 años) - 20% pastura (3 años); A100: 100% agricultura; PN: pastizal natural; ME: monte de Eucaliptus; MA: monte de Acacia. Letras minúsculas diferentes indican diferencias significativas entre sistemas de manejo para la profundidad de 0-5 cm (Tukey $\alpha = 0,05$). Letras mayúsculas diferentes indican diferencias significativas entre sistemas de manejo para la profundidad de 5-20 cm (Tukey $\alpha = 0,05$).

Fig. 3. Electrical conductivity (EC) for different management systems at 0-5 cm and 5-20 cm depth.

A15: 15% agriculture (2 years) - 85% pasture (11 years); A60CC: 60% agriculture for short periods - 40% pasture; A60CL: 60% agriculture (8 consecutive years) - 40% pasture (5 years); A80: 80% agriculture (10 years) - 20% - pasture (3 years); A100: 100% agriculture; PN: native pasture; ME: eucalyptus forest; MA: acacia forest. Different lowercase letters indicate significant differences between management systems at of 0-5 cm depth (Tukey $\alpha = 0.05$). Different capital letters indicate significant differences between management systems at of 5-20 cm depth (Tukey $\alpha = 0.05$).

También esta variable refleja la acumulación de C en respuesta a la forestación, principalmente a largo plazo, con acacias.

Por su parte, el nitrógeno potencialmente mineralizable es un indicador de calidad de suelo más sensible que el carbono orgánico total para evidenciar cambios químicos provocados por el sistema de manejo, debido a su mayor relación con las fracciones lábiles de carbono. El pH es una propiedad química que no presenta variaciones con el sistema de manejo en estos suelos, mientras que la CE, a pesar de presentar variaciones, no refleja el manejo al que fueron sometidos los suelos.

RECONOCIMIENTOS

Los autores agradecen a los responsables de Cinco Cerros por la posibilidad de realizar los muestreos y a la Sra. Marta Latorraca del

Laboratorio de Biogeoquímica Ambiental de la Unidad Integrada Balcarce por la colaboración en tareas de laboratorio. Este trabajo fue financiado con fondos de los proyectos de investigación de la Universidad Nacional de Mar del Plata AGR 611/11, AGR428/13 y del proyecto INTA PNECO-093012.

LITERATURA CITADA

- AAPRESID, 2012. Evolución de la superficie en Siembra Directa en Argentina. Campañas 1977/78 a 2010/11. Disponible en <http://www.aapresid.org.ar/superficie> (Consulta 4 agosto 2014).
- Allen, R.G., L.S. Pereira, D. Raes, y M. Smith. 2006. Evapotranspiración del cultivo. Guías para la determinación de los requerimientos de agua de los cultivos. 300 p. Estudio FAO

- Riego y Drenaje 56. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO), Roma, Italia.
- Blanco, M.C., N.M. Amiotti, y L. Soria Herrera. 2005. Cambios inducidos por la implantación de olivos sobre las propiedades edáficas en el sur bonaerense. *Ciencia del Suelo* 23(2):189-196.
- Campitelli, P., A. Aoki, O. Gudelj, A. Rubenacker, y R. Sereno. 2010. Selección de indicadores de calidad de suelo para determinar los efectos del uso y prácticas agrícolas en un área piloto de la región central de Córdoba. *Ciencia del Suelo* 28(2):223-231.
- Cantú, M.P., A. Becker, J.C. Bedano, y H.F. Schiavo. 2007. Evaluación de la calidad de suelos mediante el uso de indicadores e índices. *Ciencia del Suelo* 25(2):173-178.
- Chagas, C.I., O.J. Santanatoglia, M.G. Castiglioni, and H.J. Marelli. 1995. Tillage and cropping effects on selected properties of an Argiudoll in Argentina. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 26:643-655.
- Cozzoli, M.V., N. Fioriti, G.A. Studdert, G.F. Domínguez, y M.J. Eiza. 2010. Nitrógeno liberado por incubación anaeróbica y fracciones de carbono en macro- y microagregados bajo distintos sistemas de cultivo. *Ciencia del Suelo* 28(2):155-167.
- Delgado, S., F. Alliaume, F. García Préchac, y J. Hernández. 2006. Efecto de las plantaciones de *Eucalyptus* sp. sobre el recurso suelo en Uruguay. *Agrociencia* 10(2):95-107.
- Dewis, J., y F. Freitas. 1970. Métodos físicos y químicos de análisis de suelos y aguas. p. 36-57. *Boletín sobre Suelos* N° 10. FAO, Roma, Italia.
- Dias, L.E., A.A. Franco, E. Campello, S.M. De Faria, y E.M. Da Silva. 1995. Leguminosas forestales: aspectos relacionados con su nutrición y uso en la recuperación de suelos degradados. *Bosque* 16(1):121-127.
- Diovisalvi, N.V., G.A. Studdert, G.F. Domínguez, y M.J. Eiza. 2008. Fracciones de carbono y nitrógeno orgánicos y nitrógeno anaeróbico bajo agricultura continua con dos sistemas de labranza. *Ciencia del Suelo* 26(1):1-11
- Domínguez, G.F., N.V. Diovisalvi, G.A. Studdert, and M.G. Monterubbianesi. 2009. Soil organic C and N fractions under continuous cropping with contrasting tillage systems on mollisols of the southeastern pampas. *Soil Till. Res.* 102(1):93-100.
- Doran, J.W. 1987. Microbial biomass and mineralizable nitrogen distributions in no-tillage and plowed soils. *Biology and Fertility of Soils* 5:68-75.
- Doran, J.W., and T.B. Parkin. 1994. Defining and assessing soil quality. In J.W. Doran, D.C. Coleman, D.F. Bezdicek, and B.A. Stewart (eds.). *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment*. SSSA Special Publication No. 35, ASA and SSSA, Madison, Wisconsin, USA.
- Eghball, B., L.N. Mielke, D.L. McCallister, and J.W. Doran. 1994. Distribution of organic carbon and inorganic nitrogen in a soil under various tillage and crop sequences. *J. Soil Water Conserv.* 49:201-205.
- Eiza, M.J., N. Fioriti, G.A. Studdert, y H.E. Echeverría. 2005. Fracciones de carbono orgánico en la capa arable: efecto de los sistemas de cultivo y de la fertilización nitrogenada. *Ciencia del Suelo* 23(1):59-67.
- Fabrizzi, K.P., F.O. García, J.L. Costa, and L.I. Picone. 2005. Soil water dynamics, physical properties and corn and wheat responses to minimum and no-tillage systems in the southern Pampas of Argentina. *Soil Till. Res.* 81:57-69.
- Fabrizzi, K.P., A. Morón, and F.O. García. 2003. Soil carbon and nitrogen organic fractions in degraded vs. non-degraded Mollisols in Argentina. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 67:1834-1841.
- Ferrari, A.E., y L.G. Wall. 2004. Utilización de árboles fijadores de nitrógeno para la revegetación de suelos degradados. *Revista de la Facultad de Agronomía, La Plata* 105(2):63-87.
- Ferreras, L., G. Magra, P. Besson, E. Kovalevski, y F. García. 2007. Indicadores de calidad física en suelos de la región pampeana norte de Argentina bajo siembra directa. *Ciencia del Suelo* 25(2):159-172.
- Follet R.F., and D.S. Schimel. 1989. Effect of tillage practices on microbial biomass dynamics. *Soil Science Society of America Journal* 53:1091-1096.
- Franzluebbers, A.J. 2002. Soil organic matter stratification ratio as an indicator of soil quality. *Soil Till. Res.* 66:95-106.
- Frangi, J. 1975. Sinopsis de las comunidades vegetales. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica* 16:29-319.
- García, Y., W. Ramírez, y S. Sánchez. 2012. Indicadores de la calidad de los suelos: una nueva manera de evaluar este recurso. *Pastos y Forrajes* 35(2):125-138.
- Geary, T.F. 2001. Afforestation in Uruguay: Study of a changing landscape. *Journal of Forestry* 99:35-39.
- Havlin, J.L., D.E. Kissel, L.D. Maddux, M.M. Claassen, and J.H. Long. 1990. Crop rotation and tillage effects on soil organic carbon and nitrogen. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 54:448-452.
- Heredia, O.S., L. Giuffrè, F.J. Gorleri, y M.E. Conti.

2006. Calidad de los suelos del norte de Santa Fe. Efecto de la geomorfología y el uso de la tierra. *Ci. Suelo (Argentina)* 24(2):109-114.
- Hernández Chavez, M., S. Sánchez Cardenas, y L. Simón Guemes. 2008. Efecto de los sistemas silvopastoriles en la fertilidad edáfica. *Zootecnia Trop.* 26(3):319-321. Disponible en: www.scielo.org.ve/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0798-72692008000300035&lng=es&nrm=iso (Consulta 5 de junio de 2015).
- Herrera, L.P., and P. Laterra. 2011. Relative influence of size, connectivity and disturbance history on plant species richness and assemblages in fragmented grasslands. *Applied Vegetation Science* 14:181-188.
- Igartúa, D.V. 2013. Caracterización xilotecnológica de la madera de *Acacia melanoxylon* R.Br. en el sudeste de la provincia de Buenos Aires, Argentina. 260 p. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad Nacional de La Plata, La Plata, Argentina.
- Jobbágy, E.G., and R.B. Jackson. 2003. Patterns and mechanisms of soil acidification in the conversion of grasslands to forests. *Biogeochemistry* 64:205-229.
- Jobbágy, E.G., M. Vasallo, K.A. Farley, G. Piñeiro, M.F. Garbulsky, M.D. Noretto, R.B. Jackson, y J.M. Paruelo. 2006. Forestación en pastizales: hacia una visión integral de sus oportunidades y costos ecológicos. *Agrociencia* 10(2):109-124.
- Keeney, D.R., and D.W. Nelson. 1982. Nitrogen inorganic forms. In A.L. Page, R.H. Miller, and D.R. Keeney (eds.). *Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties.* p. 643-698. *Agronomy Monograph 9.* American Society of Agronomy and Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin, USA.
- Kuehl, R. 2006. *Diseño de experimentos.* 2a. ed. International Thomson Editores, México D.F.
- Lal, R., D.C. Reicosky, and J.D. Hanson. 2007. Evolution of the plow over 10,000 years and the rationale for no-till farming. *Soil Tillage Res.* 93:1-12.
- Mahecha, L., y M.S. Zoot. 2002. El silvopastoreo: una alternativa de producción que disminuye el impacto ambiental de la ganadería bovina. *Revista Colombiana de Ciencias Pecuarias* 15(2):226-231.
- Mairura, F.S., D.N. Mugendi, J.I. Mwanje, J.J. Ramisch, P.K. Mbugua, and J.N. Chianu. 2007. Integrating scientific and farmers' evaluation of soil quality indicators in Central Kenya. *Geoderma* 139:134-143.
- Morón, A. 2004. Efecto de las rotaciones y el laboreo en la calidad del suelo. Simposio Internacional Fertilidad 2004. Fertilidad de suelos para una agricultura sustentable. Rosario. Disponible en: [www.ipni.net/ppiweb/ltams.nsf/87cb8a98bf72572b8525693e0053ea70/cfe75efba8e010c0325726c0064ba3e/\\$FILE/Moron.pdf](http://www.ipni.net/ppiweb/ltams.nsf/87cb8a98bf72572b8525693e0053ea70/cfe75efba8e010c0325726c0064ba3e/$FILE/Moron.pdf) (Consulta 5 octubre 2009).
- Navarrete, A., G. Vela, J. López, y Ma. de L. Rodríguez. 2011. Naturaleza y utilidad de los indicadores de calidad del suelo. *Contactos* 80:29-37.
- Nelson, D., and L. Sommers. 1982. Total carbon, organic carbon and organic matter. *Methods of soil analysis. Part 2.* p. 539-577. *Chemical and Microbiological Properties.* In A.L. Page, R.H. Miller, and D.R. Keeney (eds.). *Am. Soc. Agron., Madison, Wisconsin, USA.*
- Paruelo, J.M., J.P. Guerschman, G. Piñeiro, E.G. Jobbágy, S.R. Veron, G. Baldi, y S. Baeza. 2006. Cambios en el uso de la tierra en Argentina y Uruguay: marcos conceptuales para su análisis. *Agrociencia* 10(2):47-61.
- Paul, E.A. 1984. Dynamics of organic matter in soils. *Plant & Soil* 76:275-285.
- Puget, P., and R. Lal. 2005. Soil organic carbon and nitrogen in a Mollisol in central Ohio as affected by tillage and land use. *Soil Till. Res.* 80:201-213.
- Qi, Y., J.L. Darilek, B. Huang, Y. Zhao, W. Sun, y Z. Gu. 2009. Evaluating soil quality indices in an agricultural region of Jiangsu Province, China. *Geoderma* 149:325-334.
- R Core Team. 2013. R: A language and environment for statistical computing. Versión 3.0.0. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Available at <http://www.R-project.org/> (Accessed 03 April 2013)
- Reeves, D.W. 1997. The role of soil organic matter in maintaining soil quality in continuous cropping systems. *Soil Till. Res.* 43(1-2):131-167.
- Roldán, A., J.R. Salinas García, M.M. Alguacil, and F. Caravaca. 2005. Changes in soil enzyme activity, fertility, aggregation and C sequestration mediated by conservation tillage practices and water regime in a maize field. *Applied Soil Ecology* 30(1):11-20.
- SAGPyA. 2006. Estadísticas agropecuarias. Disponible en www.sagpya.mecon.gov.ar (Consulta 5 de Julio de 2006).
- Sainz Rozas, H.R., H.E. Echeverría, y H. Angelini. 2011. Niveles de materia orgánica y pH en suelos agrícolas de la Región Pampeana y Extrapampeana Argentina. *Ci. Suelo* 29:29-37.
- Sbaraglia, M., M.L. de Galetto, y J.C. Lisi. 1988. *Métodos de análisis de suelos.* 33 p. *Desarrollo de la fertilización en Argentina.* SAGPyA-Enichem Agricultura, Milán, Italia.

- Schiavo, J.A., J.G. Busato, M.A. Martins, and L.P. Canellas. 2009. Recovery of degraded areas revegetated with *Acacia mangium* and *Eucalyptus* with special reference to organic matter humification. *Sci. Agric. (Piracicaba, Braz.)* 66(3):353-360.
- Sikora, L.J., V. Yakovchenko, C.A. Cambardella, and J.W. Doran. 1996. Assessing soil quality by testing organic matter. p. 41-50. In F.R. Magdoff, M.A. Tabatabai, and E.A. Jr. Hanlon (eds.) *Soil organic matter: Analysis and interpretation*. SSSA Special Publication N° 46. SSSA, Madison, Wisconsin, USA.
- Steinbach, H., and R. Álvarez. 2006. Changes in soil organic carbon contents and nitrous oxide emissions after introduction of no-till in pampean agroecosystems. *Journal of Environmental Quality* 35:3-13.
- Studdert, G.A. 2006. Rotaciones de cultivos en el sudeste de la provincia de Buenos Aires (Argentina): una herramienta para el manejo de la dinámica del nitrógeno y del carbono en el suelo. Tesis doctoral. Universitat de Lleida, Escola Tècnica Superior D' Enginyeria Agrària. Lérida, Cataluña, España.
- Studdert, G.A., y H.E. Echeverría. 2002a. Rotaciones mixtas, labranzas y carbono orgánico en la capa arable en el Sudeste bonaerense. En *Actas XVIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo (CD)*. 16 - 19 de abril. Puerto Madryn, Chubut, Argentina. Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo (AACCS), Buenos Aires, Argentina.
- Studdert, G.A., y H.E. Echeverría. 2002b. Soja, girasol y maíz en los sistemas de cultivo del sudeste bonaerense. p. 413-443. En F.H. Andrade y V. Sadras (eds.) *Bases para el manejo del maíz, el girasol y la soja* 2ª ed. INTA - Facultad de Ciencias Agrarias, UNMP, Balcarce, Buenos Aires, Argentina.
- Urquieta, J.F. 2008. Nitrógeno potencialmente mineralizable anaeróbico en suelos del sudeste bonaerense y su relación con la respuesta a nitrógeno en trigo. Tesis Ingeniero Agrónomo. Universidad Nacional de Mar del Plata, Balcarce, Argentina.
- USDA. 1996. Soil survey laboratory methods manual. 693 p. Soil Survey Investigations Report N° 42. Version 3.0. United States Department of Agriculture (USDA). Washington DC, USA.
- Uusi-Kämpä, J., L. Jauhiainen, and A. Huuskonen. 2007. Phosphorus and nitrogen losses to surface water from a forested feedlot for bulls in Finland. *Soil Use and Management* 23:82-91.
- Videla, C., A. Pazos, P.C. Trivelin, H.E. Echeverría, y G.A. Studdert. 2005. Mineralización bruta de nitrógeno bajo labranza convencional, siembra directa y pastura. *Ci. Suelo (Argentina)* 23(2):133-144.
- Waring, S.A., and J.M. Bremner. 1964. Ammonium production in soil under waterlogged condition as an index of nitrogen availability. *Nature* 201:951-952.
- West, T.O., and W.M. Post. 2002. Soil organic carbon sequestration rates by tillage and crop rotation: A global data analysis. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 66(6):1930-1946.
- Zubillaga, M.S., y R.S. Lavado. 2002. Fertilización fosfatada prolongada y contenido de elementos traza en un Argiudol típico de La Pampa Ondulada. *Ci. Suelo (Argentina)* 20(2):110-113.