

VALORES UMBRALES DE ALGUNOS INDICADORES DE CALIDAD DE SUELOS EN MOLISOLES DE LA REGIÓN SEMIÁRIDA PAMPEANA

ROMINA FERNÁNDEZ^{1*}; ALBERTO QUIROGA¹⁻²; CRISTIAN ÁLVAREZ¹; CARLOS LOBARTINI³
& ELKE NOELLEMEYER²

Recibido: 14-04-16

Recibido con revisiones: 01-08-16

Aceptado: 01-08-16

RESUMEN

Los objetivos del trabajo fueron evaluar los efectos de variaciones en los contenidos de materia orgánica sobre propiedades edáficas e identificar indicadores simples y de fácil determinación que sirvan para caracterizar el efecto del uso en Molisoles de la Región Semiárida Pampeana. El estudio se desarrolló en Paleustoles petrocálcicos y Haplustoles énticos de la planicie con tosca de la Región Semiárida Pampeana Central. Se seleccionaron sitios en planteos agrícolas (A) y en situaciones de vegetación nativa de *Prosopis caldenia* (VN). Con el fin de caracterizar los indicadores de calidad de suelo se determinó: arcilla+limo (a+l), distribución de tamaño de agregados, inestabilidad estructural (IIE), peso volumétrico de los agregados (PVA), densidad aparente máxima (DAM), susceptibilidad a la compactación (SC), humedad crítica (HC), materia orgánica total (MO) y sus fracciones, pH, cationes intercambiables y capacidad de intercambio catiónico (CIC). Las relaciones entre MO y sus fracciones con las variables físicas fueron más estrechas en suelos A que en VN. Un umbral cercano a 30 g kg⁻¹ de MO fue determinado, por encima del cual los suelos no serían susceptibles a compactarse. Los suelos A presentaron mayor proporción de macroagregados (> 8 mm), pero también valores más elevados de PVA que en suelos VN. Los indicadores DAM, SC tuvieron estrechas relaciones con MO en suelos A, y fueron indicadores significativos de calidad de uso de los suelos. El PVA que mostró estrecha relación con la MO y a+l se podría proponer como indicador de calidad física debido a su sensibilidad para discriminar suelos bajo distintas prácticas de uso. Es importante destacar que la determinación de este indicador es sencilla, rápida y económica.

Palabras clave. Región semiárida, agregados de suelo, densidad aparente máxima, materia orgánica.

THRESHOLD VALUES OF SOME SOIL QUALITY INDICATORS IN THE SEMIARID PAMPAS

ABSTRACT

The objective of the present study was evaluate the effects of variations in the organic matter contents on soil properties and identify simple y easily determinable indicators that could be useful to monitor soil quality in the semiarid Pampa. The work was carried out in petrocalcic Paleustolls and entic Haplustolls of the Calcic Plain of the semiarid central Pampas. Sites under agricultural use (A) versus native «Caldenal» vegetation (NV) were chosen. In order to characterize soil quality indicators; soil texture (c+l), aggregate size distribution, structural instability (IIE), volumetric aggregate weight (VAW), maximum bulk density (MBD), compaction susceptibility (CS), critical moisture (CM), total organic matter (OM) and its fractions, pH, exchangeable cations, and cation exchange capacity (CEC) were determined. The relationships between OM and its fractions with the physical variables were more significant in soils under A than under NV. A threshold value of approximately 30 g kg⁻¹ OM was determined above which soils were not susceptible to compaction. Agricultural soils had higher proportions of macroaggregates (> 8mm) and higher VAW than soils under NV. Although MBD, CS, and CM showed good relationships with OM in soils under A and were meaningful indicators of soil physical quality, their use is limited since the Proctor test is not a simple method. Instead, VAW could be proposed as a soil physical quality indicator since its determination is simple, economical, fast, sensitive, and its values were highly correlated with differences in OM.

Key words. Semiarid region, soil aggregates, maximum bulk density, soil organic matter.

1 EEA INTA Anguil

2 Facultad de Agronomía UNLPam

3 Departamento de Agronomía (UNSur)

* Autor de contacto: fernandez.romina@inta.gob.ar

INTRODUCCIÓN

La degradación de las tierras es una de las principales causas de la baja productividad de los sistemas agropecuarios y de la inseguridad alimentaria a nivel global (Bossio *et al.*, 2010; Lal, 2010; Tendall *et al.*, 2015). Los ecosistemas brindan a la sociedad un conjunto de servicios, y su capacidad de producirlos depende de complejas interacciones biológicas, químicas y físicas que, a la vez, se ven afectadas por actividades humanas (Costanza *et al.*, 1997; Dominati *et al.*, 2010; Robinson *et al.*, 2012). Los sistemas productivos actuales producen degradación de funciones ecosistémicas (Nikolaidis, 2011) especialmente en las zonas semiáridas donde los procesos de degradación de los suelos se darían a una tasa mayor que en zonas húmedas o subhúmedas. La expansión de la agricultura que tiene lugar sobre tierras menos aptas (Hillel, 2011), es acompañada también por una importante intensificación en los planteos ganaderos que incide negativamente sobre el balance de materia orgánica total (MO). Elberling *et al.* (2003); Zach *et al.* (2006); Quiroga *et al.* (2009) y Riestra *et al.* (2012) reportaron pérdidas de carbono a causa de la introducción de labranzas y de cultivos del orden del 35 al 56% en diferentes regiones semiáridas, mientras que en regiones más húmedas éstas fueron de 10 al 55% (Burke *et al.*, 1989; Brown & Lugo, 1990). Esta pérdida de carbono afecta en mayor medida las fracciones más lábiles (Elliott, 1986; Lal, 2002; Zach *et al.*, 2006; Bono *et al.*, 2008; Eaton & Lawrence, 2009) y ha dado lugar al deterioro de la condición física de los suelos. En este sentido, la degradación se manifiesta como pérdida de estructura edáfica (Cambardella & Elliot, 1992; Quiroga *et al.*, 2009) la cual, además de favorecer los procesos de erosión eólica (Hevia *et al.*, 2007; Colazo & Buschiazzi, 2010; Aymar *et al.*, 2012) afecta negativamente el transporte de agua y gases y la actividad biológica (Dexter, 1988; Hakansson & Reeder, 1994; Dexter, 2004; Pulleman *et al.*, 2012). La gran preocupación radica en que algunos de estos cambios pueden ser irreversibles o condicionar de manera importante la resiliencia de los recursos, con consecuencias ambientales también importantes (Quiroga *et al.*, 2015). La calidad del suelo no puede ser medida directamente, pero sí puede ser inferida a través de propiedades que sirvan como indicadores. Diversos autores proponen la selección de una cantidad mínima de propiedades del suelo para determinar su calidad (Larson & Pierce, 1994; Govaerts *et al.*, 2006; Cantú *et al.*, 2007; Ferreras *et al.*, 2007), comprobándose además que no existe un set universal de indicadores (Brejda *et al.*, 2000; Cantú *et al.*, 2007) que pueda ser utilizado para

evaluar cambios en la calidad de suelos en distintas condiciones edafoclimáticas.

Al evaluar los efectos del manejo sobre indicadores de calidad de los suelos de la región semiárida pampeana es de importancia considerar la influencia de variaciones en la fracción granulométrica fina sobre propiedades edáficas. Estudios realizados por Quiroga *et al.* (2005) en Molisoles de la región semiárida pampeana comprobaron una significativa influencia de la fracción granulométrica $\leq 50 \mu\text{m}$ sobre los efectos de distintos sistemas de labranzas en los contenidos de MO y distribución de agregados. Si bien los indicadores físicos, químicos y biológicos no determinan independientemente la calidad del suelo, la mayoría de los estudios coinciden en que la MO es el principal indicador e indudablemente el que posee una influencia más significativa sobre la calidad del suelo y su productividad (Galantini & Rosell, 2006; Dexter *et al.*, 2008; Riestra *et al.*, 2012; Duval *et al.*, 2013).

Diversos autores han propuesto indicadores de calidad de suelos tales como MO (Doran & Parkin, 1994; Gregorich *et al.*, 1994) sus fracciones (Cambardella & Elliott, 1993; Gale *et al.*, 2000; Deneff *et al.*, 2007), estados de agregación y estabilidad estructural, densidad aparente máxima, humedad crítica y susceptibilidad a la compactación (Díaz-Zorita *et al.*, 2001; Parra *et al.*, 2011).

Hasta el momento no existe un trabajo sistemático para dilucidar la relación entre los valores que pueden tener estos indicadores de calidad de suelo y los contenidos de MO.

Se plantearon como objetivos del trabajo: Evaluar los efectos de variaciones en los contenidos de materia orgánica sobre propiedades edáficas. Identificar indicadores simples y de fácil determinación que sirvan para caracterizar el efecto del uso en Molisoles de la Región Semiárida Pampeana.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se desarrolló en Paleustoles petrocálcicos y Haplustoles énticos, ubicados en el sur de la planicie con tosca de la región semiárida pampeana (Fig. 1). Se seleccionaron sitios por diferencias en las prácticas de producción: planteos agrícolas (A) vs situaciones de vegetación nativa de caldén (VN). En VN predomina ganadería sobre pastizales naturales de bosque de caldén (*Prosopis caldenia*)

con especies forrajeras de gramíneas (*Stipa tenuis*, *Poa ligularis*, *Bromus brevis* *Piptochaetium napostaense*). En A los cultivos más frecuentes son trigo (*Triticum aestivum*), girasol (*Heliantus annuus*), maíz (*Zea mays*), sorgo (*Sorghum bicolor*), cebada (*Hordeum vulgare*), establecidos en siembra directa no continua que alterna con labranza de discos.

Se eligieron 18 sitios de suelos A y 11 bajo VN, de cada sitio se extrajeron 4 submuestras compuestas tomadas a 0-0,2 m de profundidad a las que se les realizó una caracterización mediante los siguientes parámetros: contenido de arcilla, limo y arena (método Pipeta de Robinson); materia orgánica total (MO, Walkley & Black 1934), pH actual en una suspensión suelo-agua de 1:2,5; cationes intercambiables y capacidad de intercambio catiónica (CIC) por extracción con acetato de amonio a pH 7 (Hendershot & Lalonde, 2006), la cuantificación de los cationes se realizó mediante titulación con EDTA (Ca y Mg, Suarez, 1996) y fotometría de llama (Na y K, Helmke & Sparks, 1996). Para determinar la distribución de tamaño de agregados se tomaron muestras equidistantes en 4 puntos de una transecta de 40 m en cada sitio. Las mismas se secaron al aire, se desagregaron manualmente según los planos de fragilidad (Arshad *et al.*, 1996) y luego fueron tamizadas para lograr las fracciones de ≤ 2 , 2-3, 3-4, 4-8 y ≥ 8 mm de diámetro. La masa de suelo retenida en cada tamiz fue pesada a fin de determinar la proporción de cada tamaño de agregados. La estabilidad estructural en húmedo (De Boodt & De-Leenheer, 1967) fue determinada mediante tamizado en húmedo de las fracciones de 2 a 3, 3 a 4 y 4 a 8 mm y a través del cambio en el diámetro

peso medio ponderado se determinó el índice de inestabilidad estructural (IIE). Para cada fracción de agregados utilizados en la técnica para evaluar estabilidad estructural en húmedo se contabilizó el peso de 250 agregados, refiriendo los resultados a peso de mil agregados (PMA). Además se pesaron los agregados contenidos en un volumen de 1000 cm³, denominando a este indicador peso volumétrico de los agregados (PVA). Se determinó la densidad aparente máxima (DAM), humedad crítica (HC) y susceptibilidad a la compactación (SC) a través del Test Proctor de compactación, según el método AASHTO Estándar T-99 (Stengel *et al.*, 1984). Se realizó el fraccionamiento de suelo de acuerdo a la técnica descrita por Cambardella y Elliott (1993) modificada por Noellemeyer *et al.* (2006), para obtener las fracciones de agregados 100-2000 μ m, 50-100 μ m, < 50 μ m a los cuales posteriormente se les determinaron los contenidos de MO (Walkley and Black 1934), materia orgánica joven (MOJ), materia orgánica intermedia (MOI) y materia orgánica vieja (MOV), respectivamente. Con los datos de MO y contenidos de arcilla y limo se calculó el índice de materia orgánica total/arcilla+limo (MO/a+l) propuesto por Quiroga *et al.* (2006), y el índice de MO/arcilla (MO/a) propuesto por Ferraris *et al.*, (2002). Además se calcularon los cocientes de MOJ/MOT y de agregados ≥ 2 mm/arcilla (≥ 2 mm/a).

Los resultados se analizaron estadísticamente mediante ANOVA, análisis de regresión y las diferencias entre medias a través del test de Tukey, utilizando el estadístico InfoStat (Infostat, 2008).

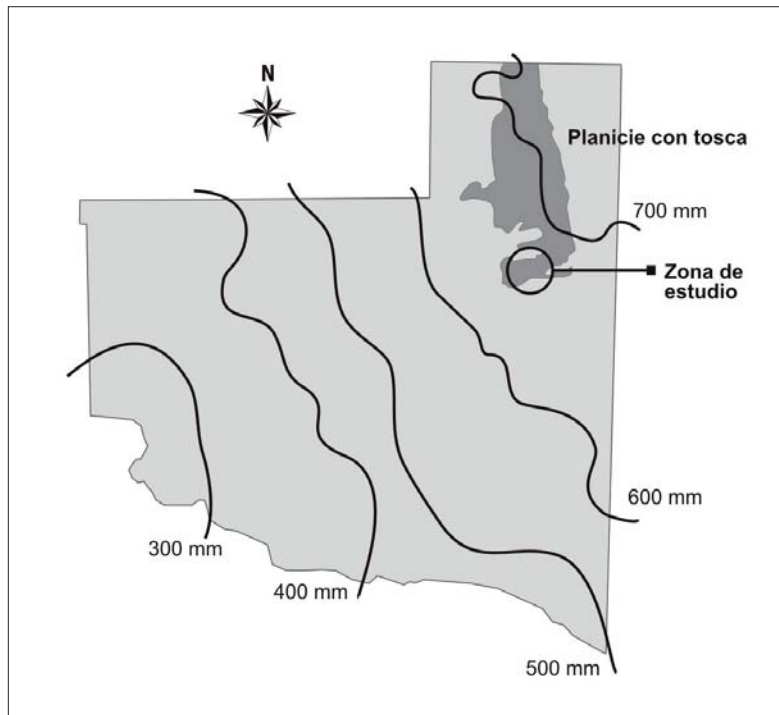


Figura 1.
Mapa de La Pampa, donde se
detalla la zona de estudio
Figura 1.
Map of La Pampa, with a
detailed map of the study area.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los suelos evaluados representaron un amplio rango de textura y de MO, con contenidos de a+l desde 273 a 638 g kg⁻¹ y valores de MO entre 11 y 65 g kg⁻¹.

Los contenidos de MO y las fracciones más lábiles fueron influenciados significativamente por el uso (Tabla 1). Coincidentemente, distintos autores (Brejda *et al.*, 2000; Kang *et al.*, 2005; Parra *et al.*, 2011; Duval *et al.*, 2013) señalan que el contenido de materia orgánica resulta relevante al momento de evaluar la influencia del uso sobre la sustentabilidad de los sistemas de producción (Reeves, 1997).

Los resultados del presente estudio mostraron que los suelos A presentaron 33% menos de MO, comparados con los suelos VN. Los contenidos de MOV, en A representó un 65% de la MO, mientras que en VN la misma representó el 38% (Tabla 1). En relación a las fracciones más lábiles de la MO, tanto la MOJ, como MOI, fueron mayores en VN que en A. Esto indicaría procesos de degradación en estos últimos, ya que ha sido mostrado que son éstas las fracciones más sensibles a los cambios en el uso y que afectan en mayor medida la condición física del suelo (Cambardella & Elliott, 1993; Jastrow, 1996; Quiroga *et al.*, 1996; Zach *et al.*, 2006). La MOJ representó el 47 y 24% de la MO, mientras que la MOI representó el 14 y 12% de la MO para VN y A, respectivamente. El uso A afectó en mayor medida los contenidos de MOJ y algo menos a la MOI, mientras que en relación a la MOV los contenidos fueron mayores en A que en VN. Ha sido ampliamente demostrado que la degradación asociada al uso agrícola reduce la fracción lábil de la MO en primera instancia por lo que se observa un

predominio de las fracciones más estables asociadas a la fracción mineral (Casanovas *et al.*, 1995; Quiroga *et al.*, 1996; Riestra, 2012;). Es por ello que la fracción joven resulta clave para interpretar cambios en la fertilidad del suelo y potencialmente puede ser utilizada como un índice de calidad de los mismos (Haynes, 2005; Bayer *et al.*, 2009; Sequeira *et al.*, 2011; Veum *et al.*, 2013; Six & Paustian, 2014; Wang *et al.*, 2014).

Algunos factores que aportan a la estructura del suelo y por ende a la estabilización de la MO son, la presencia de hongos en la población microbiana (Six *et al.*, 2002), la función del calcio para mantener el sistema coloidal floculado y la presencia de las arcillas del tipo 2:1 que contribuye a formar complejos órgano-minerales (Jastrow *et al.*, 2007; O'Brien & Jastrow, 2013). Resultados de nuestro estudio mostraron que la CIC (Tabla 2) fue mayor en VN (20,4 meq 100g⁻¹) respecto de A (15,2 meq 100g⁻¹). Esta diferencia correspondió a 5,2 meq 100g⁻¹ suelo y fue altamente significativa. Los cationes calcio (Ca) y magnesio (Mg) también presentaron mayores valores en VN con diferencias de 2,2 y 0,8 meq 100g⁻¹ respectivamente con respecto a suelos A. Estos resultados que coinciden con los encontrados por Riestra (2012) hacen suponer que no solo fue significativo el aporte de las cargas variables originadas a partir de la MO a la CIC total en VN, sino que la mayor concentración de cationes floculantes como Ca y Mg podrían darles mayor estabilidad estructural a estos suelos. En cambio, la degradación de los suelos A implicaría también una menor capacidad de formar complejos órgano-minerales, floculados por cationes polivalentes, reducción de su capa-

Tabla 1. Valores promedios y desvío estándar (DS) de indicadores de calidad de suelos, en vegetación natural (VN) y agrícola (A). Materia orgánica total (MO g kg⁻¹), joven (MOJ g kg⁻¹), intermedia (MOI g kg⁻¹), vieja (MOV g kg⁻¹), arcilla (a), limo (l).

Table 1. Mean values and standard deviation (DS) for soil quality indices in soils under natural vegetation (VN) and agriculture (A). Total Organic matter (MO g kg⁻¹), young organic matter (MOJ g kg⁻¹), intermediate organic matter (MOI g kg⁻¹), and old organic matter (MOV g kg⁻¹), clay (a), silt (l).

Indicadores	VN	DS	A	DS	Nivel significancia
MO	32,3	(1,3) a	21,6	(0,4) b	p: ≤ 0,0001
MOJ	15,3	(1,2) a	5,1	(0,2) b	p: ≤ 0,0001
MOI	4,7	(0,2) a	2,5	(0,1) b	p: ≤ 0,0001
MOV	12,3	(0,3) b	14,0	(0,2) a	p: 0,007
MOJ/MO	47	(0,1) a	24,0	(0,09) b	p: ≤ 0,0001
MO/a	27,6	(9,0) a	17,6	(4,1) b	p: ≤ 0,0001
MO/a+l	6,8	(2,4) a	4,9	(0,9) b	p: ≤ 0,0001
Agregados 2-8 mm/a	3,5	(1,7) a	1,8	(0,6) b	p: 0,0004

Letras distintas indican diferencias significativas entre usos para el mismo indicador.

cidad buffer y por ende mayor susceptibilidad de acidificación.

Sin embargo, la saturación de bases (SB) y el pH presentaron mayores valores en A con diferencias significativas con respecto a VN. El pH y la SB presentaron correlación positiva y significativa en los suelos VN ($R^2: 0,65$), pero no ocurrió lo mismo para los suelos A. En líneas generales los suelos A presentaron un menor rango de variación en SB (71-89,7%) y pH (6-7,7) respecto de los suelos VN (48-93% de SB y 4,5-6,7 de pH). Los valores menores de pH y SB en los suelos en VN estarían relacionados con la mayor actividad biológica que generaría acidez favoreciendo la disolución de las calcitas características del material parental loésico de estos suelos. En cambio, suelos agrícolas degradados desarrollados sobre estos materiales parentales, a pesar de tener menores contenidos de Ca y Mg intercambiables, acumulan calcitas en sus horizontes superficiales debido a ciclos de secado y humedecimiento más frecuentes (Breecker *et al.*, 2009; Robins *et al.*, 2015). La cobertura y altos contenidos de MO en suelos VN atenuarían la variabilidad en los contenidos hídricos en las capas superficiales del suelo, disminuyendo la formación de calcitas pedogénicas (Breecker *et al.*, 2009; Laudicina *et al.*, 2013).

Los mayores contenidos de Ca y Mg encontrados en los suelos VN se relacionaron con mayor estabilidad estructural (Tabla 4) y una distribución más balanceada de los tamaños de agregados (Fig. 3).

A fin de minimizar los efectos de variaciones en la granulometría sobre indicadores de calidad de suelos, puede

resultar adecuado el uso de índices, tales como por ejemplo MO/a+l (Pieri, 1995; Mc Lauchlan, 2006; Quiroga *et al.*, 2006), MO/a (Ferraris *et al.*, 2002) o agregados 2-8 mm/a. Al respecto se observa en la Tabla 1 que los valores de MO/a, MO/a+l, y agregados 2-8 mm/a son mayores en VN con respecto al uso A, presentando diferencias altamente significativas. Estudios realizados por Funaro (2007) en girasol y Quiroga *et al.* (2006) en cebada comprobaron que la relación entre el rendimiento y los contenidos de MO fue significativa, sin embargo el rendimiento de ambos cultivos presentó una relación más estrecha con el índice de MO/a+l.

Si bien la clase textural de todos los suelos en estudio fue franco arenoso, se encontraron rangos de variación en sus contenidos de a+l. Esta variación fue mayor en los suelos A (entre 270 y 638 g kg⁻¹ de a+l) que en VN (entre 290 y 570 g kg⁻¹ de a+l) (Fig. 2).

De manera preliminar se puede expresar que a un mismo contenido de a+l se puede obtener valores de índices diferentes en ambos usos de suelos. Por ejemplo a la misma granulometría (500 g kg⁻¹ de a+l) en A se encontraron suelos con un índice de MO/a+l que varió entre 3,5 y 5,1, y en VN el rango del índice de MO/a+l fue de 4,6 y 12,1. El índice de MO/a+l varió entre 3 a 7,1 en el uso A, mientras que en VN el rango fue mayor (4,4 y 15,4,). Se ha representado un valor de la relación entre ambas variables de 4,5 considerado como umbral que condiciona la productividad de cebada en Molisoles de la región semiárida pampeana (Quiroga *et al.*, 2006). Estos autores indicaron que índices menores a este umbral afectarían el rendimiento del cultivo.

Tabla 2. Valores promedios y desvío estándar (DS) de capacidad de intercambio catiónico (CIC, cmol kg⁻¹), calcio (Ca, cmol kg⁻¹), magnesio (Mg, cmol kg⁻¹), sodio (Na, cmol kg⁻¹), potasio (K, cmol kg⁻¹), saturación de bases (SB, %) y pH en suelos bajo uso agrícola (A) y en vegetación natural (VN).

Table 2. Mean values and standard deviation (DS) of Cation exchange capacity (CIC, cmol kg⁻¹), exchangeable calcium (Ca, cmol kg⁻¹), magnesium (Mg, cmol kg⁻¹), sodium (Na, cmol kg⁻¹), potassium (K, cmol kg⁻¹), base saturation (SB, %), and pH in soils under agriculture (A) and natural vegetation (VN).

Indicadores	VN	DS	A	DS	Nivel significancia
CIC	20,4	(5,6) a	15,2	(2,9) b	p: ≤ 0,0001
Ca	11,3	(2,7) a	9,1	(1,7) b	p: ≤ 0,0001
Mg	1,9	(1,1) a	1,1	(0,4) b	p: ≤ 0,0001
Relación Ca/Mg	5,9		8,2		
Na	0,2	(0,1) a	0,1	(0,08) b	p: 0,003
K	1,1	(0,4) b	1,6	(0,4) a	p: ≤ 0,0001
SB	74,0	(12,5) b	79,2	(4,2) a	p: 0,002
pH	5,8	(0,8) b	6,5	(0,3) a	p: ≤ 0,0001

Letras distintas indican diferencias significativas entre usos para el mismo indicador.

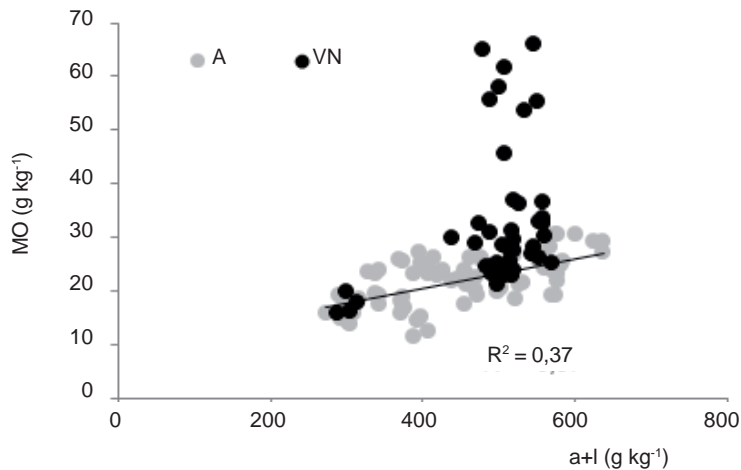


Figura 2. Variación de los contenidos de materia orgánica total (MO) en función de los contenidos de arcilla + limo (a+l) en suelo de uso agrícola (A) y vegetación natural (VN).

Figure 2. Variation of organic matter contents (MO) in relation to clay + silt contents (a+l) in soils under agricultural (A) and natural vegetation (VN) use.

Varios autores han demostrado que la labranza afecta principalmente los agregados más grandes los cuales son considerados los menos estables (Elliott, 1986; Beare *et al.*, 1994; Noellemeyer *et al.*, 2008; Quiroga *et al.*, 2009). En relación a ello se observó que ambos usos de suelo no difirieron en cuanto a la proporción de agregados ≤ 2 mm (Fig. 3). En cambio los suelos VN tuvieron un 3,7, 5,7 y 5,6% más de agregados de 2-3, 3-4 y 4-8 mm respectivamente que suelos A, y un 15,9% menos de agregados ≥ 8 mm. La presencia de mayores proporciones de agregados de tamaño intermedio y menor proporción de agregados de mayor tamaño en suelos bajo VN podría estar explicado por diferencias en el tipo de estructura hallado en el epipedón mólico. La estructura más común en suelos agrícolas de la región son bloques subangulares o angulares, en cambio, en muchos suelos VN se ha observado que los bloques subangulares rompen a estructuras de tipo granular, que reflejaría la mayor actividad biológica y los mayores contenidos de MO en estos suelos (Noellemeyer *et al.*, 2006; Riestra *et al.*, 2012). La presencia de grandes agregados estables en los suelos A podría estar relacionado con los altos contenidos de calcáreo en horizontes superficiales, en los cuales el carbonato de calcio sería el cementante más importante para los agregados (Fernández-Ugalde *et al.*, 2011; O'Brien & Jastrow, 2013; Regelink *et al.*, 2015). Además, existen estudios que han mostrado que la mera existencia de macroagregados en un suelo no

tiene ningún efecto sobre la estructura del mismo, y que puede estar asociado a elevados valores de densidad aparente y bajos niveles de capacidad de retención de agua (Boix-Fayos *et al.*, 2001).

Si bien los suelos A presentaron mayores proporciones de agregados ≥ 8 mm, en general el peso de mil agregados (PMA) y el peso volumétrico de los agregados (PVA) fueron mayores que en suelos VN (Tabla 3). Para los agregados ≥ 8 mm el PMA fue un 21% más en A que en VN, de 4 a 8 mm la diferencia entre A y VN fue de 11% presentando diferencias altamente significativas y para los tamaños de 3 a 4 y 2 a 3 mm el peso de los agregados fue similar y no presentaron diferencias significativas. Si consideramos el PVA (Tabla 3), todos los tamaños de agregados fueron más pesados bajo el uso A que en VN. Esta diferencia de peso correspondió a 11, 14, 15, 25 y 21% para diámetros de agregados ≥ 8 mm, 4 a 8, 3 a 4, 2 a 3 y ≤ 2 mm, respectivamente.

Estos resultados sugieren que el peso de los agregados sería un indicador práctico, útil ya que sería una medida indirecta de la porosidad de los agregados. En este sentido, sería mejor que utilizar la proporción de los diferentes tamaños de agregados, ya que no siempre la presencia de mayores proporciones de los tamaños más grandes indica mejores cualidades físicas del suelo. En nuestro caso la presencia de agregados > 8 mm en suelos A no fue un indicio

Tabla 3. Peso (g) de mil agregados (PMA) y peso volumétrico (g cm^{-3}) de agregados (PVA) de distinto diámetro en suelos bajo uso agrícola (A) y vegetación natural (VN).

Table 3. Weight (g) of a thousand aggregates (PMA) and volumetric weight (g cm^{-3}) of aggregates (PVA) of different diameters in soils under agricultural (A) and natural vegetation (VN) uses.

Agregados	PMA		PVA	
	VN	A	VN	A
≤ 2 mm			0,89 b	1,12 a
2-3 mm	7,9 a	7,5 a	0,65 b	0,81 a
3-4 mm	30 a	29,9 a	0,68 b	0,80 a
4-8 mm	117,8 b	132,7 a	0,69 b	0,80 a
≥ 8 mm	1454 b	1833 a	0,68 b	0,76 a

Letras distintas indican diferencias significativas para el mismo tamaño de agregados, entre VN y A para el mismo indicador.

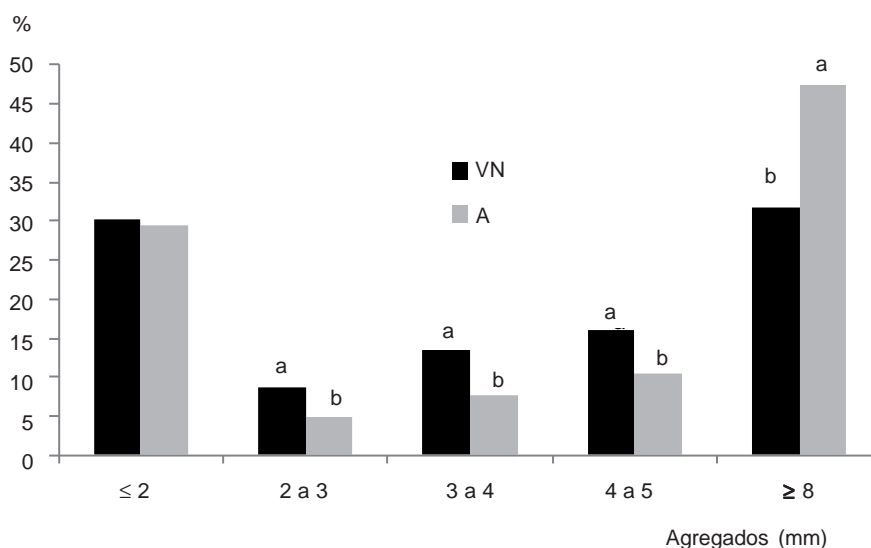


Figura 3. Proporción (%) de agregados de diferentes diámetros (≤ 2 , 2 a 3, 3 a 4, 4 a 8 y ≥ 8 mm) en suelos bajo uso agrícola (A) y vegetación natural (VN). Letras distintas indican diferencias significativas entre uso para cada tamaño de agregado ($p < 0,05$).

Figure 3. Proportion (%) of different diameters of aggregates (≤ 2 , 2-3, 3-4, 4-8, and ≥ 8 mm) in soils under agricultural (A) and natural vegetation (VN) uses. Different letters indicate significant differences between use for each aggregate diameter ($p < 0.05$).

de calidad física, ya que todos los agregados tuvieron menor porosidad y presentaron menor estabilidad estructural (Tabla 4). En cambio suelos bajo VN tuvieron mayor proporción de agregados de tamaño intermedio, las cuales se asocian con mejores propiedades biológicas (respiración y MO) e hidráulicas (retención de agua e infiltración) (Noellemeyer *et al.*, 2008; Fernández *et al.*, 2010). Estas propiedades hidráulicas de los agregados del suelo están influenciadas por la estructura de los poros (Horn & Smucker, 2005; Lipiec *et al.*, 2007) y afectan la estabilidad

de los agregados (Lipiec *et al.*, 2009). En tal sentido los agregados estables protegen al suelo de la deformación (Pagliai *et al.*, 1995) y forman poros continuos e interconectados (Wiermann & Horn, 2000) aumentando la infiltración de agua de lluvia (Blanco-Canqui & Lal, 2007). Todas estas propiedades están asociadas directamente a la calidad física de los suelos.

La susceptibilidad del suelo a la compactación puede expresarse por una serie de parámetros que pueden ser obtenidos de las curvas de compactación Proctor (Mettauer

et al., 1983). Estos autores señalan que la pendiente de las curvas Proctor (variación de la densidad aparente respecto a variación de la humedad) reflejaría mejor la sensibilidad a la compactación. Stengel *et al.* (1984) concluyeron que el mejor índice sería el máximo de densidad aparente, que además representaría las condiciones más desfavorables de porosidad del suelo (Perez Moreira & Díaz Fierros, 1989; Quiroga, 1994; Naderi-Boldaji & Keller, 2016).

En la Figura 4, se muestran las curvas de compactación Proctor para suelos bajo ambos usos, y con contenidos diferentes de a+l (330 y 570 g kg^{-1}). Se evidenciaron importantes diferencias en la DAM, y también en la SC, la cual está representada por la pendiente de la rama ascendente de cada curva. Para los suelos A las DAM alcanzadas fueron $1,55$ y $1,42$ Mg m^{-3} , mientras que en VN las mismas fueron considerablemente más bajas ($1,20$ y $1,00$ Mg m^{-3}). Los resultados mostraron que frente a una misma presión, los suelos A con contenidos de MO de 180 y 220 g kg^{-1} y contenidos de MOJ de $2,2$ y $3,3$ g kg^{-1} (Fig. 4a y b, respectivamente) fueron más susceptibles a perder porosidad y compactarse (SC: $1,61$ y $1,07$). En cambio, los suelos bajo uso VN que presentaron mayores contenidos de MO (18 g kg^{-1} y 59 g kg^{-1}) y de MOJ (10 y 43 g kg^{-1} %), resultaron más resistentes a la presión y tuvieron menor SC ($0,25$ y $0,21$). Estos resultados coinciden con las diferencias en el peso volumétrico de los agregados discutido arriba, e indicarían que el tamaño de los agregados no determinaría la susceptibilidad a compactarse. Aparente-

mente los agregados cementados en mayor medida por carbonato de calcio de los suelos A fueron más susceptibles a la compactación (DAM y SC) y tuvieron menor porosidad. Algunos indicadores que se relacionaron con la compactación y la estructura de los suelos se presentan en la Tabla 4. Los suelos VN tuvieron menores valores en cuanto a DAM, SC e IIE con respecto a los suelos bajo uso A. Estas diferencias fueron en promedio del 22 , 50 y 44% menor para DAM, SC, y IIE, respectivamente. En cambio, la HC no acusó efecto del uso del suelo. Estas diferencias de densidad, susceptibilidad a la compactación y estabilidad estructural entre suelos bajo VN y A estaría explicado por las diferencias en sus respectivos contenidos de MO. Al respecto Ferreras *et al.* (2007) concluyeron que la presencia de MO tiene efecto protector frente a la compactación.

La DAM disminuyó a medida que aumentaron los contenidos de a+l en los suelos A, mientras que se mantuvo constante en suelos VN (Fig. 5). Esta diferencia en el comportamiento indicaría que en suelos no disturbados con altos contenidos de MO, la susceptibilidad a la compactación se haría independiente de la textura, debido al efecto protector de la MO, tal como se comentó anteriormente. En la medida que disminuyen los contenidos de MO, se hace más estrecha la relación entre textura y DAM. De esta manera en los suelos A con menor contenido de MO, la influencia de la fracción granulométrica ≤ 50 μm sobre la DAM resultó mayor.

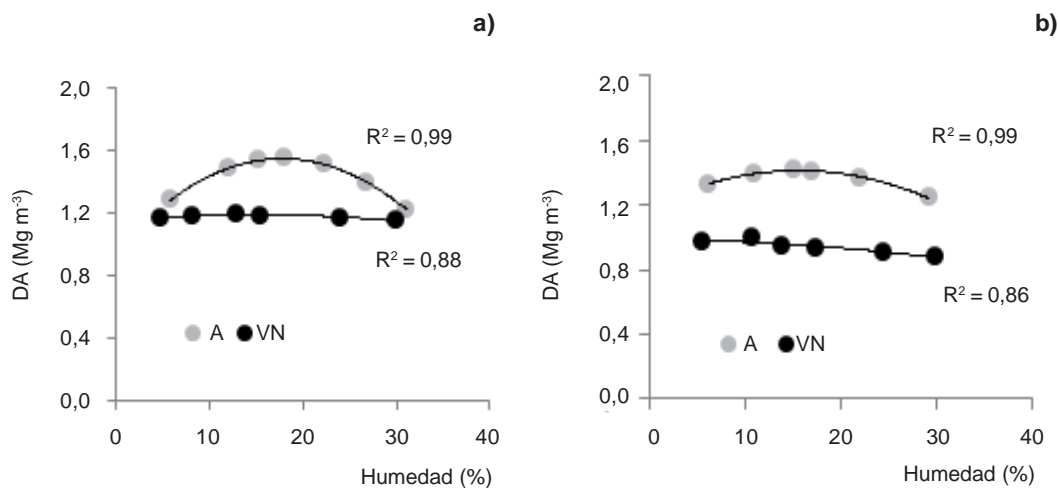


Figura 4. Curvas Proctor correspondientes a suelos de distinta fracción granulométrica, a) 330 g kg^{-1} , b) 570 g kg^{-1} de a+l respectivamente bajo uso agrícola (A) y vegetación natural (VN).

Figure 4. Proctor curves of agricultural (A) and natural vegetation (VN) corresponding to soil with different textures a) 330 g kg^{-1} , b) 570 g kg^{-1} clay + silt.

Tabla 4. Densidad aparente máxima (DAM, Mg m^{-3}), susceptibilidad a la compactación (SC), índice de inestabilidad estructural (IIE) y humedad crítica (HC, %) bajo uso agrícola (A) y vegetación natural (VN).

Table 4. Maximum bulk density (DAM, Mg m^{-3}), susceptibility to compaction (SC), structural instability index (IIE), and critical moisture (HC, %) for soils under agricultural (A) and natural vegetation (VN) use.

Indicadores	VN	A	
DAM	1,1 b	1,42 a	$p: \leq 0,0001$
SC	0,58 b	1,19 a	$p: 0,0013$
IIE	1,0 b	1,8 a	$p: \leq 0,0001$
HC	18,3	17,9	$p: 0,58$

Letras distintas indican diferencias significativas entre usos para el mismo indicador.

En general, para una misma composición granulométrica, los suelos VN presentaron menor DAM con respecto a los suelos A. Similares resultados fueron obtenidos por Nhantumbo & Cambule (2006) quienes utilizando el test Proctor comprobaron que suelos agrícolas tenían menor DAM a medida que aumentaba los contenidos de $a+l$ y además existía una estrecha relación entre HC y textura.

Las relaciones de las variables físicas estudiadas con distintos compartimentos de la MO (MO, MOJ, MOV) y con los índices compuestos considerados (MOJ/MO, MO/ $a+l$), fueron más estrechas en suelos A con respecto a los suelos VN (Tabla 5). En suelos VN las variables físicas serían menos

condicionadas por los contenidos de MO y la textura, mientras que en suelos A éstas propiedades tendrían mayor incidencia sobre la fertilidad física de los suelos. La única explicación razonable para esta observación sería que en términos generales los suelos VN tendrían niveles de MO superiores a un umbral teórico por encima del cual las variaciones en el contenido de MO no afectan significativamente las propiedades físicas. En suelos A las variables físicas presentaron diferencias en su relación con las propiedades edáficas mencionadas. Los indicadores relacionados con la compactación (DAM, HC y SC) se relacionaron con MO, fracciones granulométricas y CIC, aunque la DAM presentó la relación más estrecha. De la misma manera, el PVA de tamaños 2-3, 3-4, 4-8 y > 8 también se relacionó con MO, fracciones granulométricas y CIC, pero fue el PVA de 3-4 mm que presentó la mejor relación. Distintos autores han relacionado este tamaño de agregados con una mayor actividad biológica, contenido de nitrógeno y capacidad de retención de agua (Noellemeyer *et al.*, 2006; Fernández *et al.*, 2010).

Aragón *et al.* (2000) también obtuvieron relaciones negativas entre DAM y MO, y entre DAM y HC. Lo mismo se pudo observar en nuestro caso solamente para los suelos A ya que al relacionar la DAM, SC, PVA 3-4 mm con los contenidos de MO (Fig. 6) se encontró que a menores contenidos de MO, tal como se observaron en los suelos

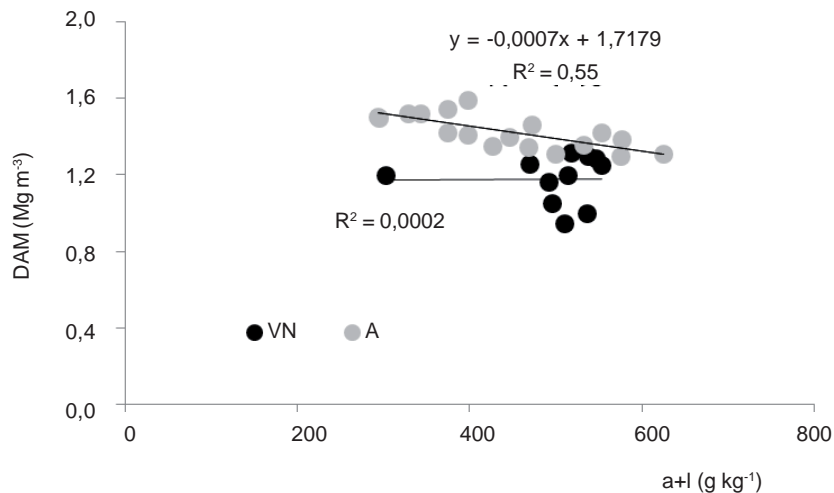


Figura 5. Variación de la densidad aparente máxima (DAM) en función de los contenidos de arcilla + limo ($a+l$) bajo uso agrícola (A) y vegetación natural (VN).

Figure 5. Maximum bulk density (DAM) variation depending on clay + silt ($a+l$) contents in agricultural (A) and native vegetation (VN) soils.

A, estos indicadores tuvieron mayores valores. En cambio en suelos VN, no se comprobó relación entre estos indicadores con los contenidos de MO.

Con el fin de encontrar una aproximación a posibles valores umbrales de los indicadores que más se relacionaron con la MO (Tabla 5) se graficaron las relaciones entre DAM, SC y PVA 3-4 mm y MO para suelos A y VN (Fig. 6). El valor umbral se consideró cuando la recta de los suelos A cortó a la recta de los suelos VN, lo cual indicaría el valor a partir del cual incrementos en la MO tendrían menor efecto sobre el indicador. Coincidentemente se puede observar que los valores umbrales de la DAM (1,2 Mg m⁻³), la SC (alrededor de 0,7%) y PVA 3-4 mm (0,70 g cm⁻³) se correspondieron con contenidos cercanos a 30 g kg⁻¹ de MO.

Estos valores umbrales constituyen una aproximación preliminar que requerirá de un estudio más específico que tienda a establecer con mayor precisión el valor de los mismos.

La identificación de indicadores tendientes a evaluar la calidad de los suelos resulta una tarea difícil debido a los múltiples procesos biológicos, químicos y físicos que ocurren en el ambiente edáfico. Es por ello que existen numerosos estudios que han tratado de identificar indicadores

qué resulten sensibles, prácticos y predictivos de cambios en la calidad de los suelos bajo diferentes prácticas de uso.

Uno de los indicadores ampliamente utilizado es el IIE, que frecuentemente es influenciado ante cambios en los contenidos de MO (Franzuebbers, 2002; Tobiašová, 2011; Fultz *et al.*, 2013;) aunque otros estudios no han comprobado influencia del coloide orgánico (John *et al.*, 2005; Sheehy *et al.*, 2015).

En nuestro estudio el IIE varió significativamente por efecto de las prácticas de uso, coincidentemente distintos estudios han expresado la sensibilidad de este indicador para evaluar cambios en la calidad de los suelos (Quiroga *et al.*, 1998; Gartzia-Bengoetxea *et al.*, 2009). Sin embargo para el conjunto de datos de nuestro estudio no se correlacionó con la textura de los suelos (R²: 0,27 y 0,008 para VN y A respectivamente) y tampoco con los contenidos de MO (R²: 0,15 y 0,02 para VN y A, respectivamente). Por otra parte, no hemos encontrado otro trabajo sobre las relaciones entre este indicador y los contenidos de MO y de a+l que abarquen un rango tan amplio de suelos como los del presente estudio, ya que por lo general los trabajos citados comparan diferentes manejos sobre un mismo suelo (Kushwaha *et al.*, 2001; Barzegar *et al.*, 2003; Holeplass *et al.*, 2004; Martínez *et al.*, 2008).

Tabla 5. Relaciones entre las variables arcilla + limo (a+l), materia orgánica total (MO), materia orgánica joven (MOJ), materia orgánica vieja (MOV), capacidad de intercambio catiónico (CIC) con la susceptibilidad a la compactación (SC), humedad crítica (HC), densidad aparente máxima (DAM), índice de inestabilidad estructural (IIE) y peso volumétrico de agregados (PVA) para los suelos bajo uso agrícola (A) y en vegetación natural (VN).

Table 5. Relationships between the variables clay + silt (a+l), total organic matter (MO), young organic matter (MOJ), old organic matter (MOV), cation exchange capacity (CIC) and susceptibility to compaction (SC), critical moisture (HC), maximum bulk density (DAM), structural instability index (IIE), and volumetric aggregate weight (PVA) for soils under agriculture (A) and natural vegetation (VN).

	a+l		MO		MOV		MOJ		MO/a+l		MOJ/MO		CIC	
	A	VN	A	VN	A	VN	A	VN	A	VN	A	VN	A	VN
SC	**	-	**	-	**	*	*	-	-	-	*	*	**	*
HC	*	-	**	-	*	-	**	-	-	-	-	-	**	-
DAM	**	-	**	-	*	-	**	*	-	-	**	-	**	*
IIE	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PVA <2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PVA 2 - 3	**	-	**	-	*	-	*	-	-	-	*	-	**	-
PVA 3 - 4	**	-	**	-	-	-	**	*	-	*	**	-	**	-
PVA 4 - 8	**	-	**	-	*	-	*	-	-	-	*	-	**	-
PVA > 8	**	-	**	-	*	-	*	-	-	-	-	-	**	-

- no significativo (p≥0,10); * significativo (p≤0,10); ** altamente significativo (p≤0,05).

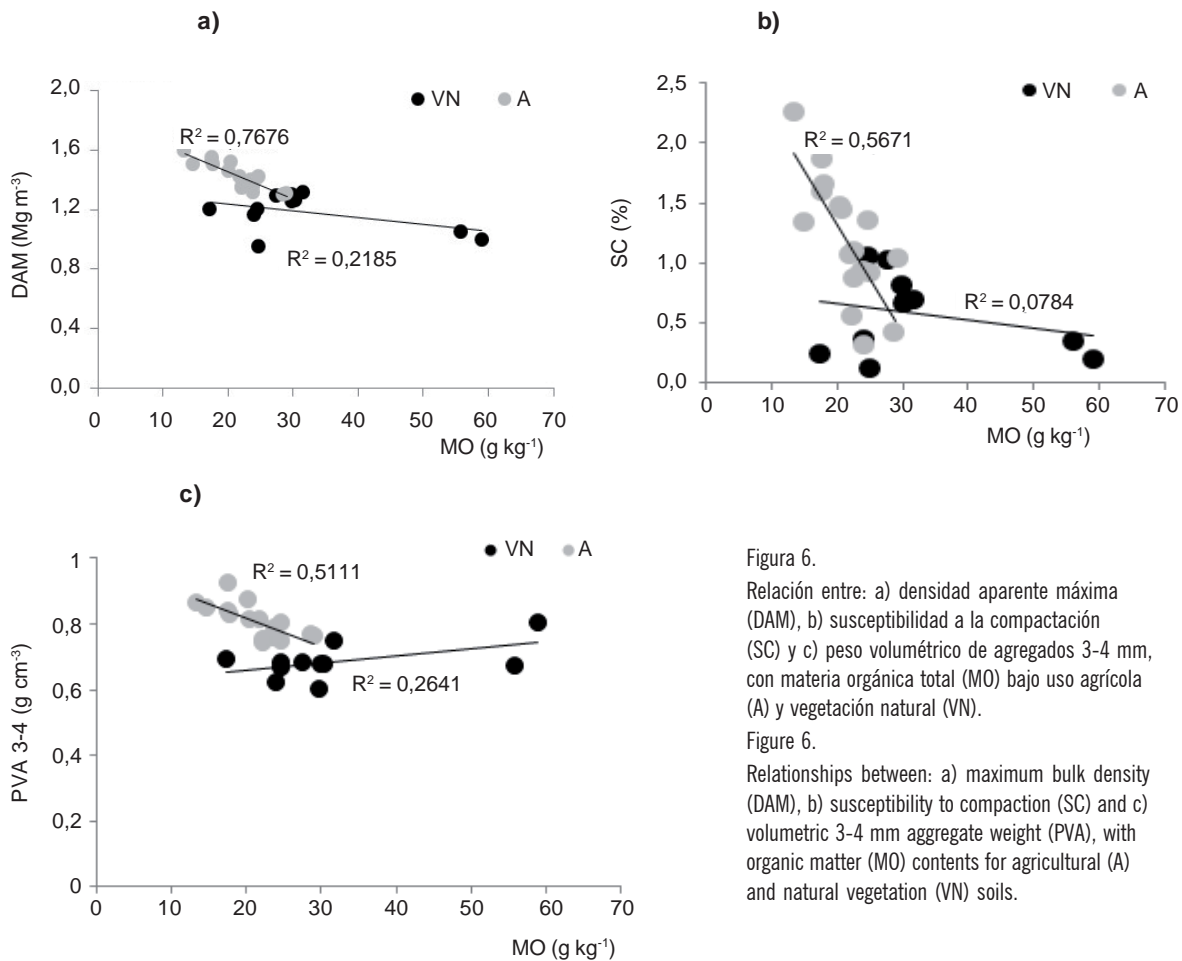


Figura 6.

Relación entre: a) densidad aparente máxima (DAM), b) susceptibilidad a la compactación (SC) y c) peso volumétrico de agregados 3-4 mm, con materia orgánica total (MO) bajo uso agrícola (A) y vegetación natural (VN).

Figure 6.

Relationships between: a) maximum bulk density (DAM), b) susceptibility to compaction (SC) and c) volumetric 3-4 mm aggregate weight (PVA), with organic matter (MO) contents for agricultural (A) and natural vegetation (VN) soils.

Blanco-Canqui *et al.* (2011) comprobaron que el efecto de las diferencias en el manejo del suelo, –en su caso siembra directa versus labranza convencional–, sobre la estabilidad estructural y el contenido de MO disminuye a menores regímenes de precipitación, y no encontraron una relación entre MO y el diámetro medio ponderado de los agregados.

Los indicadores DAM y SC presentaron relaciones significativas con la MO y la textura en suelos A, y fueron sensibles para detectar diferencias entre distintas prácticas de uso del suelo. Complementariamente el PVA que mostró estrecha relación con la MO y a+I podría proponerse como indicador de calidad física debido a su sensibilidad para discriminar suelos bajo distintas prácticas de uso especialmente en suelos con contenidos de MO menores a 30 g kg⁻¹. Este indicador podría recomendarse para monitorear suelos bajo diferentes rotaciones o sistemas de labranza, ya que su determinación es sencilla, rápida y económica.

CONCLUSIONES

El uso del suelo ha influido significativamente en los contenidos de MO y sus fracciones, modificando las propiedades físicas. En suelos A se comprobó que descensos en los niveles de MO, y sus fracciones, se relacionaron con incrementos en DAM, SC y PVA de los distintos tamaños de agregados, respecto de VN. En relación con estos indicadores físicos, bajo uso A fue posible reconocer un nivel umbral a partir de los cuales los mismos mostraron cambios significativos ante variaciones en la MO. Bajo VN debido a niveles comparativamente más altos de MO, no se constataron variaciones en los indicadores físicos.

Finalmente se desprende del presente estudio que el PVA resultaría un indicador físico sensible y de fácil determinación para indicar cambios en la calidad de Ustoles en la región semiárida pampeana.

BIBLIOGRAFÍA

- Aimar, S; M Mendez; R Funk & D Buschiazzo. 2012. Soil properties related to potential particulate matter emissions (PM10) of sandy soils. *Aeolian Research* 3: 437-443.
- Aragón, A; M García; R Filgueira & Y Pachepsky. 2000. Maximum compactibility of Argentine soils from the Proctor test; the relationship with organic and water content. *Soil Till. Res* 56: 197-204.
- Arshad, M; B Lowery & B Grossman. 1996. Physical test for monitoring soil quality. In: Doran, JW, Jones, AJ (eds), *Methods for Assessing Soil Quality*. Soil Science Society of America, Madison, WI, pp. 123-141.
- Barzegar, A; M Asoodar; A Khadish; A Hashemi & S Herbert. 2003. Soil physical characteristics and chickpea yield responses to tillage treatments. *Soil Till. Res*. 71: 49-57.
- Beare, M; M Cabrera; P Hendrix & D Coleman. 1994. Aggregate-protected and unprotected organic matter pools in conventional and no-tillage soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58: 787-795.
- Blanco-Canqui, H & R Lal. 2007. Soil structure and organic carbon relationships following 10 years of wheat straw management in no-till. *Soil Till. Res.* 95: 240-254.
- Bayer, C; J Diekow; T Amado; F Eltz; F Vieira. 2009. Cover crop effects increasing carbon storage in a subtropical no-till sandy Acrisol. *Commun. Soil Sci. Plant* 40: 1499-1511.
- Blanco-Canqui, H; A Schlegel & W Heer. 2011. Soil-profile distribution of carbon and associated properties in no-till along a precipitation gradient in the central Great Plains. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 144: 107-116.
- Breecker, D; Z Sharp & L McFadden. 2009. Seasonal bias in the formation and stable isotopic composition of pedogenic carbonate in modern soils from central New Mexico, USA. *Geological Society of America Bulletin* 121: 630-640.
- Bono, A; R Alvarez; D Buschiazzo & R Cantet. 2008. Tillage Effects on Soil Carbon Balance in a Semiarid Agroecosystem. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 72: 1140-1149.
- Bossio, D; K Geheb & W Critchley. 2010. Managing water by managing land: Addressing land degradation to improve water productivity and rural livelihoods. *Agricultural Water Management* 97: 536-542.
- Brejda, J; T Moorman; D Karlen & T. Dao. 2000. Identification of regional soil quality factors and indicators: I. Central and Southern High Plains. *Soil Sci. Am. J.* 64: 2115-2124.
- Boix-Fayos, C Calvo-Cases, A Almeson & M Soriano-Soto. 2001. Influence of soil properties on the aggregation of some Mediterranean soils and the use of aggregate size and stability as land degradation indicators. *Catena* 44: 47-67.
- Brown, S & A. Lugo. 1990. Effects of forest clearing and succession of the carbon and nitrogen content of soils in Puerto Rico and US Virgin Islands. *Plant Soil* 124: 53-64.
- Burke, I; C Yonker; W Parton; C Cole; K Flach & D Schimel. 1989. Texture, climate and cultivation effects on soil organic matter content in US Grassland soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 53: 800-805.
- Cambardella, C & T Elliot. 1992. Particulate soil organic matter changes across a grassland cultivation sequence. *Soil. Sci. Soc. Am. J.* 56: 777-783.
- Cambardella, C & T Elliot. 1993. Methods for physical separation and characterization of soil organic matter fractions. *Geoderma* 56: 449-457.
- Cantú, M; A Becker; J Bedano & H Schiavo. 2007. Evaluación de la calidad de suelos mediante el uso de indicadores e índices. *Ciencia del Suelo* 25: 173-178.
- Casanovas, E; H Echeverria & G Studdert. 1995. Materia orgánica del suelo bajo rotaciones de cultivos. Contenido total y de distintas fracciones. *Ciencia del Suelo* 13: 16-20.
- Colazo, J & D Buschiazzo. 2010. Soil dry aggregate stability and wind erodible fraction in a semiarid environment of Argentina. *Geoderma* 159: 228-236.
- Costanza, R; R Arge; R Groot De, S Farberk; M Grasso; B Hannon; K Limburg; S Naeem; R Neill; J Paruelo; R Raskin & P Suttonkk. 1997. The value of the world 's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253-260.
- Denef, K; L Zotarelli; R Boddey & J Six. 2007. Microaggregate-associated carbon as a diagnostic fraction for management-induced changes in soil organic carbon in two Oxisols. *Soil Biology and Biochemistry* 39: 1165-1172.
- Dexter, A. 1988. Advances in characterization of soil structure. *Soil Till. Res.* 11: 199-238.
- Dexter, A. 2004. Soil physical quality. *Geoderma* 120: 201-214.
- Dexter, A; G Richard; D Arrouays; E Czyz; C Jolivet & O Duval. 2008. Complexed organic matter controls soil physical properties. *Geoderma* 144: 620-627.
- De Boodt, M & L De Leenheer. 1967. West European methods for soil structure determinations. *State Faculty Agric. Sci. Ghent* 7: 60-62.
- Díaz-Zorita, M; J Grove & E Perfect. 2001. Laboratory compaction of soils using a small mold procedure. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 65: 1593-1598.
- Dominati, E; M Patterson & A Mackay. 2010. A framework for classifying and quantifying the natural capital and ecosystem services of soils. *Ecological Economics* 69: 1858-1868.
- Doran, J & T Parkin. 1994. Defining and assessing soil quality, in: *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment*. Soil Science Society of America, pp. 3-21.
- Duval, M; J Galantini; J Iglesias; S Canelo; J Martinez & L Wall. 2013. Analysis of organic fractions as indicators of soil quality under natural and cultivated systems. *Soil Till. Res.* 131: 11-19.
- Eaton, J & D Lawrence. 2009. Loss of carbon sequestration potential after several decades of shifting cultivation in the Southern Yucatán. *Forest Ecology and Management* 258: 949-958.
- Elberling, B; A Touré & K. Rasmussen. 2003. Changes in soil organic matter following groundnut-millet cropping at three locations in semi-arid Senegal, West Africa. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 96: 37-47.
- Elliott, E. 1986. Aggregate Structure and Carbon, Nitrogen, and Phosphorus in Native and Cultivated Soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 50: 627.
- Fernández, R; A Quiroga, C Zorati & E Noellemeyer. 2010. Carbon contents and respiration rates of aggregate size fractions under no-till and conventional tillage. *Soil Till. Res.* 109: 103-109.
- Fernández-Ugalde, O; I Virto; P Barré; N Gartzia-Bengoetxea; A Enrique; M Imaz & P Bescansa. 2011. Effect of carbonates on the hierarchical model of aggregation in calcareous semi-arid Mediterranean soils. *Geoderma* 164: 203-214.

- Franzluebbers, A. 2002. Water infiltration and soil structure related to organic matter and its stratification with depth. *Soil Till. Res.* 66: 197-205.
- Ferraris, G ; F Gutierrez Boem & H Echeverría. 2002. Respuestas a la fertilización en el Cultivo de Soja de Primera. *IDIA XXI* (3) 52-58.
- Ferreras, I; G Magra; P Besson; E Kovalevski & F García. 2007. Indicadores de calidad física en suelos de la región pampeana norte de argentina bajo siembra directa. *Ciencia del Suelo* 25: 159-172.
- Fultz, L; J Moore-Kucera; T Zobeck; V Acosta-Martínez; D Wester & V Allen. 2013. Organic carbon dynamics and soil stability in five semiarid agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 181: 231-240.
- Funaro, D. 2007. Efecto del régimen hídrico y calidad de los suelos sobre el rendimiento y respuesta a la fertilización nitrogenada de girasol en la Región Semiárida Pampeana. Tesis Magíster en Ciencias Agrarias. UNSur.
- Galantini, J & R Rosell. 2006. Long-term fertilization effects on soil organic matter quality and dynamics under different production systems in semiarid Pampean soils. *Soil Till. Res.* 87: 72-79.
- Gale, W; C Cambardella & T Bailey. 2000. Surface Residue—and Root-derived Carbon in Stable and Unstable Aggregates. *Soil Science Society of America Journal* 64: 196-201.
- Gartzia-Bengoetxea, N; A González-Arias; A Merino & I Martínez de Arano. 2009. Soil organic matter in soil physical fractions in adjacent semi-natural and cultivated stands in temperate Atlantic forests. *Soil Biology and Biochemistry* 41: 1674-1683.
- Gregorich, E; M Carter; D Angers; C Monreal & B Ellert. 1994. Towards a minimum data set to assess soil organic matter quality in agricultural soils. *Can. J. Soil Sci.* 74: 367-385.
- Govaerts, B; K Sayre & J Deckers. 2006. A minimum data set for soil quality assessment to wheat and maize cropping in the highlands of Mexico. *Soil Till. Res.* 87: 163-174.
- Hakansson, I & R Reeder. 1994. Subsoil compaction by vehicles with high axle load—extent persistence and crop response. *Soil & Till. Res* 29: 277-304.
- Haynes, R. 2005. Labile Organic Matter Fractions as Central Components of the Quality of Agricultural Soils: An Overview. *Advances in Agronomy* 85: 221-268.
- Helmke, P & D Sparks. 1996. Chapter 19 Lithium, sodium, potassium, rubidium and cesium. In: Sparks DL (ed), *Methods of soil analysis Part 3—chemical methods*. Soil Science Society of America and American Society of Agronomy. 551-573.
- Hendershot, W & H Lalonde. 2006. Chapter 18 Ion Exchange and Exchangeable Cations. In: Carter, MR, Gregorich, EG (eds), *Soil Sampling and Methods of Analysis, Second Edition*. CRC Press, Inc. 203-206.
- Hevia, G; M Méndez & D. Buschiazzi. 2007. Tillage affects soil aggregation parameters linked with wind erosion. *Geoderma* 140: 90-96.
- Hillel, D. 2011. An overview of soil and water management: the challenge of enhancing productivity and sustainability. Pp. 3-11. In: Hatfield, JL; Sauer, TJ (eds) *Soil Management: Building a Stable Base for Agriculture*. Am. Soc. Agron., Soil Sci. Soc. Am., Madison, Wisconsin, USA.
- Holeplass, H; B Singh & R Lal. 2004. Carbon sequestration in soil aggregates under different crop rotations and nitrogen fertilization in an inceptisol in southeastern Norway. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 70: 167-177.
- Horn, R & A Smucker. 2005. Structure formation and its consequences for gas and water transport in unsaturated arable and forest soils. *Soil Till. Res.* 82: 5-14.
- Infostat. 2008. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. 106.
- Jastrow, J. 1996. Soil aggregate formation and the accrual of particulate and mineral-associated organic matter. *Soil Biology and Biochemistry* 28: 665-676.
- Jastrow, J; J Amonette & V Bailey. 2007. Mechanisms controlling soil carbon turnover and their potential application for enhancing carbon sequestration. *Climate Change* 80: 5-23.
- John, B; T Yamashita; B Ludwig & H Flessa. 2005. Storage of organic carbon in aggregate and density fractions of silty soils under different types of land use. *Geoderma* 128: 63-79.
- Kang, G; V Beri; B Sidhu & O Rupela. 2005. A new index to assess soil quality and sustainability of wheat-based cropping systems. *Biology and Fertility of Soils* 41: 389-398.
- Kushwaha, C; S Tripathi & K Singh. 2001. Soil organic matter and water-stable aggregates under different tillage and residue conditions in a tropical dryland agroecosystem. *Applied Soil Ecology* 16: 229-241.
- Lal, R. 2002. Soil carbon dynamics in cropland and rangeland. *Environmental Pollution* (Barking, Essex: 1987) 116: 353-62.
- Lal, R. 2010. Enhancing eco-efficiency in agro-ecosystems through soil carbon sequestration. *Crop Sci.* 50: S120-S131.
- Larson, W & F Pierce. 1994. The dynamic of soil quality as a measure of sustainable management. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 677.
- Laudicina, V; R Scalenghe, A Pisciotto; F Parello & C Dazzi. 2013. Pedogenic carbonates and carbon pools in gypsiferous soils of a semiarid Mediterranean environment in south Italy. *Geoderma* 192: 31-38.
- Lipiec, J; R Walczak; B Witkowska-Walczak; A Nosalewicz; A Slowinska-Jurkiewicz & C Slawinski. 2007. The effect of aggregate size on water retention and pore structure of two silt of different genesis. *Soil Till. Res.* 97: 239-246.
- Lipiec, J; A Wójciga & R Horn. 2009. Hydraulic properties of soil aggregates as influenced by compaction. *Soil Till. Res.* 103: 170-177.
- Martínez, E; J Fuentes; P Silva; S Valle & E Acevedo. 2008. Soil physical properties and wheat root growth as affected by no-tillage and conventional tillage systems in a Mediterranean environment of Chile. *Soil and Till Res.* 99: 232-244.
- McLaughlan K. 2006. Effects of soil texture on soil carbon and nitrogen dynamics after cessation of agriculture. *Geoderma* 136: 289-299.
- Mettauer, H; Y Tual; Ch Huck & R Trendel. 1983. De la connaissance du comportement physique et mécanique des sols de l'Est de la France. *Agronomie* 3: 141-152.
- Naderi-Boldaji, M & T Keller. 2016. Degree of soil compactness is highly correlated with the soil physical quality index S. *Soil Till. Res.* 159: 41-46.
- Nhantumbo, A & A Cambule. 2006. Bulk density by Proctor test as a function of texture for agricultural soils in Maputo province of Mozambique. *Soil and tillage research* 87: 231-239.
- Nikolaidis, N. 2011. Human impacts on soils: Tipping points and knowledge gaps. *Applied Geochemistry* 26: S230-S233.

- Noellemeyer, E; F Frank; C Alvarez; G Morazzo & A Quiroga. 2008. Carbon contents and aggregation related to soil physical and biological properties under a land-use sequence in the semiarid region of central Argentina. *Soil Till. Res.* 99: 179-190.
- Noellemeyer, E; A Quiroga & D Estelrich. 2006. Soil quality in three range soils of the semi-arid Pampa of Argentina. *Journal of Arid Environments* 65: 142-155.
- O'Brien, S & J Jastrow. 2013. Physical and chemical protection in hierarchical soil aggregates regulates soil carbon and nitrogen recovery in restored perennial grasslands. *Soil Biology and Biochemistry* 61: 1-13.
- Pagliai, M; M Raglione; T Panini; M Maletta & M La Marca. 1995. The structure of two alluvial soils in Italy after 10 years of conventional and minimum tillage. *Soil Till. Res.* 34: 209-223.
- Parra, B; A Becker, R Analía & M Cantú. 2011. Condición física de suelos en diferentes sistemas de manejo agrícolas del centro sur de Córdoba. *Ciencia del Suelo* 29: 241-251.
- Perez Moreira, R & F Díaz Fierros. 1989. Resistencia del suelo y susceptibilidad a la compactación en terrenos de monte sometidos a pastoreo. An. Edafol. Agrobiol. Pp 547-560.
- Pieri, C. 1995. Long-term soil management experiments in semiarid Francophone Africa. *Adv. Soil Sci.*, 225-264.
- Pulleman, M; R Creamer; U Hamer; J Helder; C Pelosi; G Pérès & M Rutgers. 2012. Soil biodiversity, biological indicators and soil ecosystem services-an overview of European approaches. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 4: 529-53.
- Quiroga, A. 1994. Influencia del manejo sobre propiedades físicas de los suelos, su relación con la granulometría y contenido de materia orgánica. Tesis Magíster en Ciencias Agrarias. UNSur.
- Quiroga, A; D Buschiazzo & N Peinemann. 1996. Soil organic matter particle size fractions in soils of the semiarid argentinian pampas. *Soil Science* 161: 104-108.
- Quiroga A; Buschiazzo D & N Peinemann. 1998. Management discriminant properties in semiarid soils. *Soil Science* 163: 591-597.
- Quiroga, A; D Funaro; R Fernández & E Noellemeyer. 2005. Factores edáficos y de manejo que condicionan la eficiencia del barbecho en la Región Pampeana. *Ciencia del Suelo* 23: 79-86.
- Quiroga, A; D Funaro; E Noellemeyer & N Peinemann. 2006. Barley yield response to soil organic matter and texture in the Pampas of Argentina. *Soil Till. Res.* 90: 63-68.
- Quiroga, A; R Fernández & E Noellemeyer. 2009. Grazing effect on soil properties in conventional and no-till systems. *Soil Till. Res.* 105: 164-170.
- Quiroga, A; M Uhaldegaray; A Odeiriz; E Sherger; R Fernández & I Frasier. 2015. Indicadores de compactación de suelos influenciados por prácticas de manejo en la región semiárida. II Jornadas de Suelos en ambientes Semiáridos. Santa Rosa. CD
- Regelink, I; C Stoof; S Rouseva; L Weng; G Lair; P Kram; N Nikolaidis; M Kercheva; S Banwart & R Comans. 2015. Linkages between aggregate formation, porosity and soil chemical properties. *Geoderma* 247-248, 24-37.
- Reeves, D. 1997. The role of soil organic matter in maintaining soil quality in continuous cropping systems. *Soil Till. Res.* 43:131-167.
- Riestra, D. 2012. Efecto de la forestación sobre el carbono orgánico y propiedades físicas de Molisoles y Entisoles de la región semiárida pampeana. Tesis doctoral UNSur. 124 páginas.
- Riestra, D; E Noellemeyer & A Quiroga. 2012. Soil Texture and Forest Species Condition the Effect of Afforestation on Soil Quality Parameters. *Soil Science* 177: 279-287.
- Robins, C; A Deurlington, B Buck & A Brock-Hon. 2015. Micromorphology and formation of pedogenic ooids in calcic soils and petrocalcic horizons. *Geoderma* 251-252, 10-23.
- Robinson, D; N Hockley; D Cooper; B Emmett; A Keith; I Lebron; B Reynolds; E Tipping; A Tye; C Watts; W Whalley; H Black; G Warren & J Robinson. 2012. Natural capital and ecosystem services, developing an appropriate soils framework as a basis for valuation. *Soil Biology and Biochemistry* 1-11.
- Sequeira, C; M Alley; & B Jones. 2011. Evaluation of potentially labile soil organic carbon and nitrogen fractionation procedures. *Soil Biology & Biochemistry* 43: 434-444.
- Sheehy, J; K Regina; L Alakukku & J Six. 2015. Impact of no-till and reduced tillage on aggregation and aggregate-associated carbon in Northern European agroecosystems. *Soil and Till. Res.* 150: 107-113.
- Six, J; C Eller; K Enef & S Gle. 2002. Soil organic matter, biota and aggregation in temperate and tropical soils-Effects of no-tillage. *Agronomie* 22: 755-775.
- Six, J & K Paustian. 2014. Aggregate-associated soil organic matter as an ecosystem property and a measurement tool. *Soil Biology and Biochemistry* 68, A4-A9.
- Stengel, P; J Douglas; J Guerif; M Goss; R Monnier & R Cannell. 1984. Factors influencing the variation of some properties of soils in relation to their suitability for direct drill. *Soil Till. Res.* 4: 35-53.
- Suarez, D. 1996. Chapter 20 Beryllium, magnesium, calcium, strontium and barium. In: Sparks DL (ed), *Methods of soil analysis Part 3-chemical methods*, Soil Science Society of America and American Society of Agronomy. 575-601.
- Tendall, D; J Joerin; B Kopainsky; P Edwards; A Shreck; Q Le; P Kruetli; M Grant & Six, J., 2015. Food system resilience: Defining the concept. *Global Food Security* 6: 17-23.
- Tobiašová, E. 2011. The effect of organic matter on the structure of soils of different land uses. *Soil Till. Res.* 114: 183-192.
- Veum, K; K Goyne, R Kremer; R Miles & K Sudduth. 2013. Biological indicators of soil quality and soil organic matter characteristics in an agricultural management continuum. *Biogeochemistry* 117: 81-99.
- Walkley, A & I Black. 1934. An examination of the Degtjareff method for the determining soil organic matter and proposed modification of the chromic titration method. *Soil Sci.* 37: 29-38.
- Wang, Q; Y Wang; Q Wang & J Liu. 2014. Impacts of 9 years of a new conservational agricultural management on soil organic carbon fractions. *Soil Till. Res.* 143: 1-6.
- Wiermann, C & R Horn. 2000. Effect of different tillage systems on the recovery of soil structure following a single compaction event. In: Hom, R., van den Akker, J.J.H., Arvidsson, J. (eds), *Subsoil Compaction-Distribution, Processes and Consequences*. Advances in Geocology, vol. 32, Catena, Reiskirchen, Germany, pp. 339-350.
- Zach, A; E Noellemeyer & H Tiessen. 2006. Carbon turnover and ¹³C natural abundance under land use change in the semiarid La Pampa, Argentina. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 70.